

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

**ANALYSE COMPARATIVE DES MODES DE TENURE DU
TERRITOIRE FORESTIER EN FONCTION D'INDICATEURS
ENVIRONNEMENTAUX ET SOCIO-ÉCONOMIQUES**

**UNE ÉTUDE DE CAS À L'INTERFACE TEMPÉRÉE-BORÉALE DE L'EST
CANADIEN**

Thèse présentée

dans le cadre du programme de doctorat en sciences de l'environnement

en vue de l'obtention du grade de Philosophiae Doctor

PAR

© **PATRICK MORIN**

Juin 2012

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

Composition du jury :

Marie-France Turcotte, présidente du jury, Université du Québec à Montréal

Luc Sirois, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Luc Bouthillier, codirecteur de recherche, Université Laval

Solange Nadeau, examinatrice externe, Université de Moncton

Nathalie Lewis, examinatrice interne, Université du Québec à Rimouski

Dépôt initial le 8 septembre 2011

Dépôt final le 14 juin 2012

*À mes parents,
qui m'ont encouragé à ne pas prendre la voie de la facilité,
et m'ont soutenu tout au long de mon parcours.*

*À mes enfants,
qui donnent un sens à mes efforts,
et que j'appuierai inconditionnellement à mon tour.*

REMERCIEMENTS

La vraie richesse provient des relations authentiques que nous avons avec les personnes qui nous sont chères. Je me considère donc riche d'avoir reçu l'appui de tant de personnes durant ce long chemin professionnel, mais surtout personnel.

Tout d'abord, ma plus profonde gratitude va à Luc Sirois, mon directeur de recherche et mentor. Celui qui a cru en moi dès le départ et qui s'est ensuite armé de patience sans jamais faillir malgré mon équilibre personnel éparpillé. Luc, ces longues heures à discuter de mon projet, incluant les nombreux détours à refaire le monde ou un établi, resteront gravées dans ma mémoire. Les liens que tu tisses avec tes étudiants sont *relevants*, parce que tu sais prendre le temps de les accompagner tant au plan académique que personnel. Quelle régénération de jeunes penseurs, de structure inéquienne et irrégulière évidemment (!), tu contribues à établir pour cette forêt que l'on veut mieux habiter.

Je suis aussi reconnaissant envers Luc Bouthillier, mon codirecteur de recherche, d'avoir accepté d'ajouter son expertise unique au projet même si son emploi du temps était déjà bondé. Tu as su, malgré la distance, être au bout du fil aux moments importants pour apporter ta contribution toujours hautement juste et pertinente. Lors de la naissance de mon fils Adam, tu lui avais écrit ceci : « *Salut Adam! Je me doute bien que tu ne peux lire ce message. Mais sache que nous travaillons à te bâtir un avenir. Des gens, comme ton père, travaillent fort à essayer de changer les choses. Tout cela n'a de sens que parce que tu es là. [...]* ». Ce message m'a particulièrement touché parce qu'il visait juste sur mon engagement profond, que j'ai canalisé en partie dans ce doctorat. Merci de m'avoir aidé à ta manière.

Je remercie Alain Thériault pour son travail minutieux de délimitation des bassins versants. Alain Caron mérite une mention toute particulière pour les innombrables dépannages géomatiques et informatiques; dans le département, plusieurs projets, dont celui-ci, te doivent une bonne part de leur réussite. J'ai en plus eu le plaisir de faire partie d'une « escouade d'analyses spatiales » avec Arnaud Mosnier, Yan Boucher, et Arnaud Tarroux, ce qui sous-entend une inestimable entraide.

À cela s'ajoute la chance de pouvoir compter sur les membres de la Chaire de recherche sur la forêt habitée, qui, au fil des ans, ont enrichi mon expérience, en particulier Yan Boucher, Yan Boulanger, David Coulombe, Sébastien Dupuis, Gabriel Fortin, Marie-France Gévry, Amélie Gilbert, Émilie Mendoza, André de Römer, Marion Vaché, et Marie-Michèle Vézina. Tous les midis passés à discuter des enjeux autour des forêts, à élaborer des mémoires ou des kiosques pour des colloques, m'aident aujourd'hui dans mon parcours professionnel. Et les autres moments de folie, à faire voler des mots ou des *frisbees*, font maintenant partie de la légende... Je remercie mes colocos de bureau pour tout le partage que ça inclut, qui va bien au-delà de l'espace de travail, Jean-François Ouellet, Arnaud Tarroux et Yanick Gendreau. Merci à Alain Fréchette, un des rares avec qui je partage les mêmes thèmes de recherche, d'avoir alimenté mon travail et mes réflexions théoriques.

Mes plus sincères remerciements à mes amis qui m'ont épaulé et encouragé à aller au bout de ce parcours.

Je remercie Marc-André Lechasseur (Agence de mise en valeur de forêts privées du Bas-Saint-Laurent (BSL)), Pierre Drolet et Carl Gagnon (direction régionale du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs), Oleg Stanek (UQAR-GRIDEQ) et Luc Lavoie (Observatoire de la foresterie du BSL) de m'avoir fourni les données de base nécessaires au projet et répondu à mes nombreuses questions. Le support financier de ce projet provient de la Conférence régionale des éluEs du BSL, par le truchement de l'entente spécifique sur l'aménagement de la forêt régionale, et le syndicat des producteurs de bois du BSL. La bourse d'excellence de la Fondation de l'UQAR (FUQAR), et la bourse de recherche sur le développement de la région du Bas-Saint-Laurent FUQAR-Ville de Rimouski ont également supporté mes études doctorales.

Je veux remercier l'équipe de l'Observatoire de la foresterie du BSL, qui m'a offert l'opportunité en or, alors que je préparais ce projet, de faire mes premières armes sur les enjeux forestiers régionaux. Je suis aussi reconnaissant envers Luce Balthazar (Conseil régional de l'environnement du BSL), de m'avoir embauché alors que ma thèse n'était pas encore terminée. La compréhension de cette double réalité, la souplesse, en plus de toute la confiance que tu m'as accordée en me confiant l'ensemble des épineux dossiers forestiers, Luce, m'ont beaucoup aidé dans cette dernière phase de ma démarche doctorale.

P'tit dernier d'une famille de cinq enfants, j'ai été choyé au départ de ma vie. Merci Papa pour les sorties en nature, aux *écarts* à glisser sur le *fond de culotte* ou à *bûcher* avec mes oncles : j'y ai acquis un amour et un respect de la nature qui ont certainement tinté mon parcours. Merci Maman de m'avoir *presque* forcé à repousser les limites de ma persévérance et de mon ambition. Merci à Paule, Hugues, Bernard et Julie pour l'amour, l'humour, la confiance, et l'encouragement, des premiers pas jusqu'à ceux-ci.

Jacob, mon premier enfant et éveil aux joies de donner la vie et de transmettre l'amour de cette vie et de la nature, mon grand garçon qui nous a tant aidés dans la vie à cinq, mais surtout un être humain d'une grande sensibilité, un miroir qui m'aide à grandir moi-même. Merci mon homme de m'avoir attendu si souvent.

Tristan, qui incarne la curiosité de découvrir le monde sous toutes ses facettes, qui trouve le soir tout juste avant de s'endormir les conclusions de mon doctorat, quel esprit vif ! Je suis certain que tu sauras réaliser tes inventions et tes rêves, et sache que je serai toujours là pour t'aider.

Adam, toi qui est né pendant ce doctorat, en même temps que les iris on fleuri, merci pour ta joie de vivre qui me rend si heureux.

Geneviève, ma douce moitié, ma compagne de vie, je te suis tellement redevable qu'il me faudrait une autre thèse pour l'expliquer ! Merci pour ton appui inconditionnel, ta franchise, ton affection et ta faculté extraordinaire de sentir les gens et d'être à l'écoute. Tu m'aides à devenir quelqu'un de meilleur. Cette thèse, je te la dois, tout simplement. Maintenant, c'est à ton tour...

RÉSUMÉ

Les forêts sont de plus en plus perturbées par les activités de récolte de bois, alors que la population demande une gestion des ressources forestières mieux équilibrée entre les valeurs environnementales, sociales et économiques. Les modes de tenure peuvent être divisées en deux grands types, soit privé et public. Historiquement, les forêts du globe étaient presque exclusivement sous tenure publique. Aujourd'hui, 80 % des forêts de la planète sont publiques, mais une part grandissante (18 %) est sous tenure privée. Cette tendance, dans un contexte où les exemples de surexploitation des ressources se multiplient, commande une réflexion sur les effets potentiels de ces changements dans les types de gestion.

Cette étude compare et met en contraste les forêts publiques (sous contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier) et privées (petits lots non industriels) de la région du Bas-Saint-Laurent, qui se partagent à parts égales une même région écologique. La comparaison s'articule en deux volets, un environnemental et l'autre socio-économique. Notre principale hypothèse est qu'à partir d'une forêt à l'origine similaire, l'état actuel de la forêt de même que la nature et la valorisation des ressources qu'on en tire diffèrent selon la tenure, et ce, indépendamment des conditions physiques permanentes de l'écosystème. Un modèle de simulation a été élaboré à partir des résultats des deux premiers volets.

Pour la comparaison environnementale, vingt-deux bassins hydrographiques, d'une superficie moyenne de 50 km² et qui sont en partie sous tenure privée et publique, ont servi d'échantillon pour vérifier comment la structure des écosystèmes forestiers est affectée par la tenure. Nous avons notamment constaté des différences au niveau d'attributs tels l'hétérogénéité, la fragmentation et l'âge des peuplements ainsi que le type de couvert forestier. Afin de comprendre l'origine de ces différences structurales, nous avons examiné les données d'opérations forestières des années 1990 à 1999. Nous y avons découvert des « recettes » d'aménagement forestier contrastées qui expliquent les différences dans la structure, en plus d'une création d'emploi considérablement réduite par la mécanisation sous tenure publique.

La simulation des conséquences à plus long terme de ces types d'aménagement suggère que ces deux modes de gestion peuvent être complémentaires pour en arriver à une gouvernance durable des forêts.

Mots clés : forêt, tenure, privé, public, aménagement forestier durable, hétérogénéité, arrangements institutionnels, modélisation, tragédie des communaux

ABSTRACT

Forests are increasingly disturbed by logging activities, while the population is requesting a management of forest resources that is better balanced between environmental, social and economic values. Tenure modes can be divided into two main types, private and public. Historically, the forests around the globe were almost exclusively under public tenure. Today, 80 % of the world's forests are public, but an increasing portion (18 %) is under private tenure. This trend, in a context of multiplying examples of resource overexploitation, commands a reflection upon the potential effects of these changes in the types of management.

This study compares and contrasts the public (under timber supply and forest management agreement) and private (non-industrial owners) forest of the lower St. Lawrence region, which occupy an equal proportion of a single ecological region. The comparison is twofold, one portion being environmental and the other socio-economic. Our main hypothesis is that from a forest that originally was similar, the current state of the forest as well as the nature and value of resources we draw from them differs between tenures, independently from the permanent physical conditions of the ecosystem. A simulation model was elaborated from the results of the first two folds.

For the environmental comparison, twenty-two watersheds, of a mean area of 50 km² and that are partly under private and public tenure, were used as a sample to verify how the structure of forest ecosystems are affected by tenure. We have noticed differences in terms of attributes such as heterogeneity, fragmentation and stand age as well as forest cover type. In order to understand the origin of these structural differences, we have examined forest operation data from the year 1990 to 1999. We have therein discovered contrasted forest management "recipes", which explain the differences in the structure, in addition to a reduced job creation due to a higher mechanization under public tenure.

Simulating the long-term consequences of these management types suggest that these two modes of tenure can be complementary to reach a sustainable governance of forests.

Keywords: forest, tenure, private, public, sustainable forest management, heterogeneity, institutional arrangements, modeling, tragedy of the commons

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	IX
RÉSUMÉ.....	XIII
ABSTRACT	XV
TABLE DES MATIÈRES.....	XVII
LISTE DES TABLEAUX.....	XXIII
LISTE DES FIGURES	XXV
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES	XXIX
LISTE DES SYMBOLES.....	XXXI
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
AMÉNAGEMENT DURABLE DES FORÊTS	1
LA TRAGÉDIE DES COMMUNAUX	3
TENURE ET PRIVATISATION DES FORÊTS	4
LE CAS DE LA FORÊT QUÉBÉCOISE	5
LE BAS-SAINT-LAURENT COMME MODÈLE D'ÉTUDE	6
OBJECTIF ET ORIGINALITÉ DE L'ÉTUDE	8
MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE	10
Cartes vectorielles vs matricielles	10
Découpage par bassin versants.....	12
Données sur les travaux sylvicoles.....	13
Indicateurs socio-économiques	14
PLAN DE LA THÈSE	15

CHAPITRE 1 COMPARAISON DES EFFETS DES TENURES PRIVÉE ET PUBLIQUE SUR LA STRUCTURE ET L'HÉTÉROGÉNÉITÉ D'UNE RÉGION FORESTIÈRE À L'INTERFACE TEMPÉRÉE-BORÉALE DE L'EST CANADIEN.....	17
1.1. RÉSUMÉ.....	18
COMPARING THE EFFECTS OF PRIVATE AND PUBLIC LAND TENURES ON THE STRUCTURE AND HETEROGENEITY OF MIXED FORESTS, EASTERN CANADA	20
1.2. ABSTRACT	21
1.3. KEYWORDS.....	21
1.4. ACKNOWLEDGMENTS.....	21
1.5. INTRODUCTION	23
1.5.1. Forest tenure.....	23
1.5.2. Forest governance and sustainability	23
1.5.3. Biodiversity and tenure	24
1.5.4. The case of Bas-Saint-Laurent	25
1.6. METHODS	25
1.6.1. Study area.....	25
1.6.2. Spatial analysis.....	28
1.6.3. Scale of forestry interventions.....	31
1.6.4. Statistical analyses.....	32
1.7. RESULTS.....	33
1.7.1. Landcover.....	33
1.7.2. Permanent variables	33
1.7.3. Habitat loss and fragmentation.....	34
1.7.4. Forest structure and composition	34
1.7.5. Heterogeneity	35
1.7.6. Scale of forestry interventions.....	36
1.8. DISCUSSION	36
1.8.1. Habitat loss and fragmentation.....	37
1.8.2. Heterogeneity and forestry	39

1.8.3.	Forest structure and composition	40
1.8.4.	Summary	42
1.8.5.	Solutions	42
1.9.	CONCLUSION	43
1.10.	REFERENCES	45

CHAPITRE 2 COMPARAISON DES RETOMBÉES SOCIO-ÉCONOMIQUES DES PETITS		
LOTS DE FORÊT PRIVÉE ET DE LA FORÊT PUBLIQUE : UNE ÉTUDE DE CAS DANS L'EST		
DU QUÉBEC.....		61
2.1	RÉSUMÉ	62
2.2	INTRODUCTION	65
2.3	MÉTHODES	68
2.3.1	Aire d'étude	68
2.3.2	Source des données	68
2.3.3	Analyse des données	70
2.4	RÉSULTATS	73
2.4.1	Aménagement sylvicole réalisé	73
2.4.2	Emplois	74
2.4.3	Incitatifs financiers publics	74
2.5	DISCUSSION	75
2.5.1	Paniers d'interventions sylvicoles	76
2.5.2	Emplois	78
2.5.3	Production de biens et services	80
2.6	CONCLUSION	83
2.7	REMERCIEMENTS	84
2.8	RÉFÉRENCES	86

CHAPITRE 3 MODÉLISATION DE L’EFFET DES RECETTES D’AMÉNAGEMENT FORESTIER PRIVÉE ET PUBLIQUE SUR LE SYSTÈME SOCIO-ÉCOLOGIQUE D’UNE FORÊT SUD-BORÉALE.....	101
3.1 RÉSUMÉ.....	102
MODELING THE EFFECT OF PRIVATE AND PUBLIC FOREST MANAGEMENT RECIPES ON THE SOCIAL-ECOLOGICAL SYSTEM OF A SOUTHERN BOREAL FOREST	104
3.2 ABSTRACT	105
3.3 INTRODUCTION	106
3.4 FOREST TENURE AND PRIVATIZATION	106
3.4.1 The Case of Bas-Saint-Laurent forests.....	107
3.5 A MODEL TO APPREHEND FOREST GOVERNANCE USING STELLA	109
3.5.1 Model objectives	109
3.5.2 Model extent (study area).....	110
3.5.3 Model limitations	110
3.5.4 Model description.....	111
3.5.5 Model sections.....	111
3.6 SIMULATION SCENARIOS	119
3.6.1 <i>Status quo</i> (SQ)	119
3.6.2 No silviculture (NS)	119
3.6.3 Ecosystem Management (EM).....	120
3.6.4 Privatization (PR).....	121
3.7 SIMULATION RESULTS AND DISCUSSION.....	121
3.7.1 <i>Status quo</i>	122
3.7.2 No silviculture	123
3.7.3 Ecosystem management	125
3.7.4 Privatization	127
3.8 CONCLUSION	128
3.9 ACKNOWLEDGEMENTS	130
3.10 REFERENCES.....	131

3.11 APPENDIX 1	151
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	157
C.1 PRINCIPAUX RÉSULTATS.....	158
C.1.1 Potentiel de conservation de la biodiversité	158
C.1.2 Retombées socio-économiques.....	159
C.1.3 Perspectives futures pour les arrangements institutionnels étudiés	160
C.2 PORTÉE DE LA THÈSE.....	161
C.2.1 Récapitulation du débat	161
C.2.2 Réconcilier le privé et le public	162
C.3 LIMITES DE CETTE RECHERCHE	163
C.4 PERSPECTIVES DE RECHERCHES FUTURES.....	164
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	167

LISTE DES TABLEAUX

INTRODUCTION

Tableau I.1 Classification des divers types de tenures forestières du Bas-Saint-Laurent. Les modes de tenure sous étude sont en caractères gras.	7
Tableau I.2 Exemple des différences entre la carte vectorielle et matricielle sur la taille des polygones.	11

CHAPITRE 1

Table 1.1 Basic characteristics of each tenure, showing how the landbase is divided in each case. Since the study covers a 10 year time period (1990-1999), the number of management units as well as the number of users may have changed during that time, explaining that some metrics are presented as intervals or approximations.	51
Table 1.2 Landcover categories and their corresponding types of land.	52
Table 1.3 Description of forest structure and composition variables (MRNFP 2003).	53
Table 1.4 Area of the 22 selected watersheds, with the area under each tenure and the corresponding proportion of the watershed.	54
Table 1.5 Metrics of stand age for the 22 selected watersheds.	55

CHAPITRE 2

Tableau 2.1 Caractéristiques de base de chaque tenure, en exprimant la superficie en fonction des paramètres de gestion. Puisque l'étude couvre une période de 10 ans, le nombre d'unités de gestion ainsi que le nombre d'utilisateurs les exploitant ont pu	
--	--

varier au cours de cet intervalle, ce qui explique que certaines données sont présentées sous forme d'intervalles ou d'approximations. 93

Tableau 2.2 Proportion de la superficie forestière totale de chaque tenure soumise à chacun des 33 groupes de traitements sylvicoles sur 10 ans (1990 à 1999). Les groupes de traitements sont classés sous 5 types de traitement..... 94

CHAPITRE 3

Table 3.1 Model parameters. Italics indicate exact variable names in the model. Model sectors and variables are shown in fig. 3.2-3.4. 138

Table 3.2 Scenarios summary. For each scenario, the sections that are turned on or off are indicated. Modifications in model sections with respect to the *status quo* scenario are described, with the source where relevant. 139

Table 3.3 Simulation results. Higher values between private and public for each variable in a scenario is indicated in bold. 140

LISTE DES FIGURES

INTRODUCTION

- Figure I.1** Représentation hiérarchique des trois pôles du développement durable.2
- Figure I.2** Carte des tenures privée non-industrielle et publique de la région administrative du Bas-Saint-Laurent, en relation avec les sous-domaines bioclimatiques.8
- Figure I.3** Agrandissement (a) d'un secteur de la carte en format vectoriel et le même secteur (b) en format matriciel (résolution 20m x 20m).10
- Figure I.4** Carte des bassins hydrographiques a) avant et b) après avoir été regroupés en unités de 50 km² en moyenne, dans le secteur du bassin versant de la rivière Rimouski (en vert).12
- Figure I.5** Bassins sélectionnés parmi tous les bassins hydrographiques du Bas-Saint-Laurent. Les bassins sélectionnés sont entre 35 et 65 % sous chaque tenure.13

CHAPITRE 1

- Figure 1.1** Map of selected watersheds in the Bas-Saint-Laurent region. Selected watersheds are within 35 and 65 % under each tenure.56
- Figure 1.2** Mean proportion, for the 22 sample watersheds, of landcover types, surface deposits, and slope and drainage classes under each tenure. Significance levels of the difference between tenures, as values of p, are shown above each bar.57
- Figure 1.3** Composite graph showing age, cover, age-cover, height and density, for the 22 sampled watersheds. Structure is the mean proportion of productive forest in each variable class. For variables description, refer to table 3. Heterogeneity the size of

contiguous patches of same class. Significance levels of the difference between tenures, as values of p, are shown above each bar. 58

Figure 1.4 Mean patch size of the 5 silvicultural treatment types we identified. Significance levels of the difference between tenures, as values of p, are shown above each bar. 59

CHAPITRE 2

Figure 2.1 Présentation des tenures de l'aire d'étude, la région administrative du Bas-Saint-Laurent, Québec, Canada. L'agriculture, les étendues d'eau et les usages du territoire autres que forestiers sont représentés. Les territoires forestiers sont représentés selon leur tenure, où à petite forêt privée et la grande forêt publique occupent la grande majorité du territoire. Un agrandissement montre l'échelle du découpage des lots privés comparativement à la forêt publique. La superficie forestière de ces deux tenures, qui sont de 689 598 ha en petits lots privés non industriels et de 1 095 103 ha en grande forêt publique industrielle, est représentée par un histogramme 95

Figure 2.2 Paniers d'interventions sylvicoles représentés par la proportion de la superficie forestière totale de chaque tenure soumise à chacun des cinq (5) types de traitement sylvicole. Au total, respectivement 28 % et 23 % des superficies forestières totales de forêt privée et publique ont été soumises à un traitement sylvicole entre 1990 et 1999. 96

Figure 2.3 Taux de productivité, appliqués aux superficies de traitements sylvicoles pour obtenir les emplois générés. La productivité est exprimée ici en jours-personnes par hectare (j-p/ha), afin de mettre en évidence la quantité d'emplois créée par tenure pour traiter une superficie égale. Les traitements sont regroupés en cinq types : préparation, plantation éducation récolte partielle et récolte totale..... 97

Figure 2.4 Nombre d'emplois générés (semaines-personnes) par hectare (ha), pour chacun des cinq (5) types de traitement sylvicole dans les tenures privées et publiques..... 98

Figure 2.5 Incitatifs publics versés pour la réalisation de travaux sylvicoles, en proportion de la superficie forestière totale de chaque tenure (\$/ha). La récolte totale, tout comme la majeure partie de celle qui se fait de façon partielle en forêt privée, n'est pas admissible à ces incitatifs.99

Figure 2.6 Carte des affectations du territoire dédiées à la faune, sous la forme de territoires fauniques (Zones d'Exploitation Contrôlée, réserves fauniques, pourvoiries) ou de ravages de cerf de Virginie.100

CHAPITRE 3

Figure 3.1 Simplified STELLA® map of the model, showing the different sections of the model, and their interconnections. Wide blue arrows represent bundled flows, red thin arrows represent bundled action connectors. The model is twofold, with a public part (not shown) identical to the private part (shown). The details of each section are shown in figures 3.2-3.4.141

Figure 3.2 STELLA® representation of tenure section, which is common to private and public parts of the model. This section serves to share the total forested area of the Bas-Saint-Laurent region between the two tenures, for any given scenario. Arrows are connectors that shows links between the converters (circles), which contain the model equations. The default private proportion is of 38.6 %, measured in (Morin et al. *In preparation-b*). The hexagon with letter A shows the corresponding connector arriving in figure 3.3. The public portion of the model (not shown, represented by “To Public” hexagon) is an exact replicate of the private portion, showed on figures 3.3 and 3.4.142

Figure 3.3 Management recipe (private shown here), jobs, wood volume and public investment sections of the model. Black hexagons show the connections with figures 3.2 and 3.4.....143

Figure 3.4 STELLA® diagram showing the growth, partial cuts, total cuts, natural disturbances and regeneration sections, which are the heart of the model. Stocks (squares) accumulate hectares, which are transferred by flows (arrows with a “T-shaped” handle representing a tap). Some variables are arrayed (represented by a three-layer stock, flow or converter) according to cover type, allowing to separate conifer, mixed and deciduous hectares in the same simulation. Dashed arrows are information connectors, while solid arrows are action connectors. The heterogeneity section calculates the size of forest patches of each age-cover class. Black hexagons show the connections with figures 3.2 and 3.3. 144

Figure 3.5 Treatment sets used in the management recipe section (see fig. 3.3) for the three scenarios with active silviculture, showing the proportion of the forest under each tenure is treated annually..... 145

Figure 3.6 Mosaic of STELLA graph outputs showing forest hectares of young, middle, and old age class for conifer, mixed and deciduous cover type. *Status quo*, no silviculture, ecosystem based management and privatization scenarios are simulated. 146

Figure 3.7 Heterogeneity shown as a function of mean patch size for young, middle and old age classes of conifer, mixed and deciduous forest under private and public tenure. *Status quo*, no silviculture, ecosystem based management and privatization scenarios are simulated. 147

Figure 3.8 Annual area subject to natural mortality, which occurs only in middle and age classes, under private and public tenures for *status quo*, no silviculture, ecosystem based management and privatization scenarios 148

Figure 3.9 Area logged annually, in hectares, using partial and total cutting, in the four scenarios. Note that although the model allowed for total cutting in the middle age class, the scenarios we designed did not require it, as the old age class had a sufficient area. 149

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

BSL	Bas-Saint-Laurent
CAAF	Contrats d'Approvisionnement et d'Aménagement Forestier
CEHQ	Centre de l'expertise hydrique du Québec
CRFH	Chaire de recherche sur la forêt habitée
EM	<i>Ecosystem Management</i>
GIS	<i>Geographical Information System</i>
Jin	Jeune inéquien (peuplement forestier)
MRN	Ministère des ressources naturelles
NRCAN	Natural resources Canada
NS	<i>No Sylviculture</i>
OFBSL	Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent
OGC	Organismes de gestion en commun
PR	<i>Privatization</i>
SIG	Système d'information géographique
SEPI	Système d'émission des permis d'intervention

xxx

SGFP	Systeme de Gestion des Forêts Privées
SIEF	Systeme d'Information ÉcoForestière
SQ	<i>Status quo</i>
TSFMA	Timber supply and forest management agreement
UAF	Unité d'aménagement forestier
US	United States (of America)
Vin	Vieux inéquien (peuplement forestier)

LISTE DES SYMBOLES

ha	Hectare
j-p	Jours-personnes
km	Kilomètre
km²	Kilomètre carré
m	Mètre
m³/ha	Mètre cube par hectare
p	Probabilité (en statistiques)
sem-pers	semaine-personne

INTRODUCTION GÉNÉRALE

“Il est facile d’en appeler à des synthèses interdisciplinaires, mais qui répondra? Les scientifiques savent comment entrainer la relève vers un travail dans un champ restreint; mais comment enseigner à des gens de remettre ensemble des spécialités établies qui peut-être n’auraient jamais dû être séparées au départ?” [Traduction libre]¹

– Garrett Hardin, *Extensions of “The Tragedy of the Commons”*. Science, 1998

Aménagement durable des forêts

Le sujet des forêts est lié à l’éventail complet des problèmes – et des solutions – en matière d’environnement et de développement (Nations Unies 1992). Le principe du développement durable, c’est-à-dire l’intention de répondre aux besoins présents sans compromettre la possibilité des générations futures de répondre aux leurs (Brundtland 1988), encadre depuis quelques décennies les efforts visant un développement socio-économique respectueux de l’environnement. Dans le cas des forêts, on parle alors d’aménagement forestier durable (Conseil canadien des ministres des forêts 2003). Cet équilibre est souvent représenté par trois cercles accolés représentant les pôles de la société, de l’économie et de l’environnement, au centre duquel le développement durable serait

¹ *“It is easy to call for interdisciplinary syntheses, but will anyone respond? Scientists know how to train the young in narrowly focused work; but how do you teach people to stitch together established specialties that perhaps should not have been separated in the first place?”*

atteint. Bien que très utile pour conceptualiser le principe, cette représentation n'illustre pas le fait que toutes les sociétés dépendent des forêts (FAO 2003).

Pour hiérarchiser les trois pôles les uns par rapport aux autres, on peut placer les cercles les uns dans les autres (figure I.1), ce qui illustre bien que l'environnement est la condition de base de la vie sur terre, de laquelle la société humaine fait partie et qui est le but du développement tel que nous l'entendons, et qu'à ce titre, l'économie est un outil élaboré par la société, et qui lui est subordonnée (Vallée 2002).

Implicitement, la représentation hiérarchique du développement durable comprend les biens et services environnementaux que les écosystèmes planétaires rendent à la société humaine (Daily 1997, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Les biens environnementaux incluent par exemple les fruits, l'eau, le bois, les poissons, etc. À la base même du bien-être humain, les services environnementaux incluent notamment la régulation du climat, ainsi que les cycles de l'eau et du carbone. Les forêts sont un des piliers globaux dans le maintien de ces services.

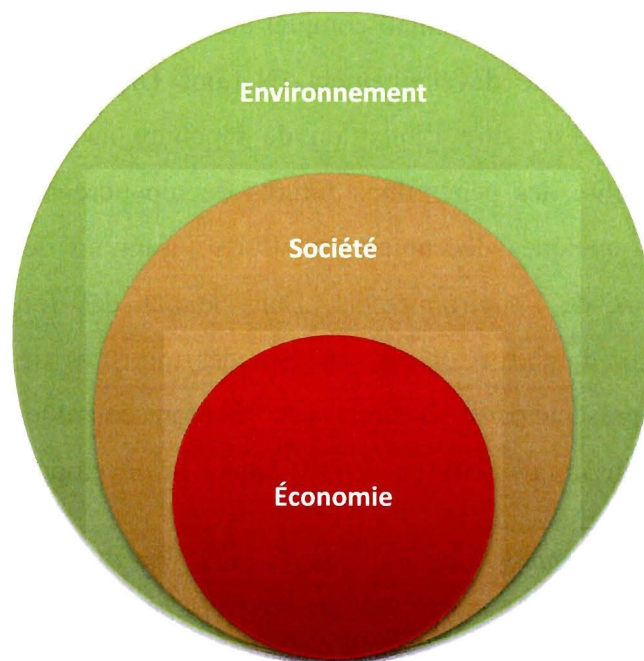


Figure I.1 Représentation hiérarchique des trois pôles du développement durable.

La tragédie des communaux

Le terme « ressources communes» (*common-pool resources*) est utilisé pour faire référence aux systèmes naturels dans lesquels il est particulièrement ardu d'exclure les bénéficiaires et où l'exploitation par un utilisateur entre en compétition avec les besoins des autres utilisateurs (Ostrom et Field 1999, Ostrom 2003). Les ressources communes incluent des parties du système terrestre telles que l'eau, l'air et les forêts : les forêts étant considérées comme étant au centre du développement des connaissances sur les ressources communes (Agrawal 2007). De par leur nature, les ressources communes sont difficiles à gérer, et leur exploitation par les humains se révèle actuellement être insoutenable à l'échelle mondiale (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

La récolte de ses ressources ligneuses soumet la forêt à des pressions grandissantes, au point où les processus naturels qui régulaient les écosystèmes forestiers précoloniaux sont perturbés de façon inquiétante (Kimmins 1997, FAO 2009, 2011). D'autre part, la récolte de bois est aujourd'hui confrontée à une opinion publique qui réclame une gestion durable de la forêt (Kneeshaw et al. 2000). Cette opposition de valeurs rappelle la « tragédie des communaux » (Hardin 1968). Cette théorie qui stipule que toute ressource commune sera surexploitée sans un contrôle politique adéquat ou de mise en œuvre d'une démarche de privatisation (Hardin 1994, 1998).

Un impressionnant corpus de littérature s'est bâti sur les ressources communes depuis l'énoncé de cette théorie, avec des exemples de résultats durables et non durables. Ces études (ex: Berkes et al. 1989, Lovett-Doust et Kuntz 2001, Dietz et al. 2003, Folke 2007, Ostrom 2007) aident à comprendre le lien –ou l'absence de lien –entre les niveaux de durabilité observés dans l'exploitation des ressources communes et les droits de propriété. Bien que dans cette sphère de recherche scientifique tous s'entendent pour dire que la durabilité ne repose pas sur les droits de propriété, le débat fait encore rage notamment dans la sphère décisionnelle et est souvent polarisé entre laquelle des tenures, privée ou

publique, garantit une intendance responsable (Beckley 1998, Worrell et Appleby 2000, Haley et Nelson 2007, Luckert et Vertinsky 2007).

Tenure et privatisation des forêts

La tenure est définie ici comme « l'ensemble des institutions sociétales (organisation, règlements, droits et restrictions) qui contrôlent l'allocation et l'utilisation des terres et des ressources qui y sont associées par les gens » (Cumming et Barnes 2007). Au-delà des caractéristiques de base définissant une tenure, d'autres mécanismes se greffent avec le temps, afin de la compléter ou de l'améliorer, comme par exemple des incitatifs, des programmes de certification (ex : environnementale), des organismes de coopération, etc. Lorsqu'on combine ces mécanismes à la tenure, on réfère alors au terme « arrangements institutionnels » (*institutional arrangements*), qui est aussi utilisé pour décrire l'ensemble des paramètres qui définit un mode de tenure (Dietz et al. 2003, Sandberg 2007). C'est à l'intérieur de ce cadre que s'exerce la gouvernance des ressources naturelles, utilisée ici au sens large pour désigner le processus décisionnel qui s'opère dans les différentes institutions interreliées par un mode de tenure. Il est utile d'organiser les tenures en fonction du type de propriété qui les régit, soit privée, publique ou communale (White et Martin 2002). Les deux premières sont les formes les plus courantes et font l'objet de la présente thèse.

Les forêts couvrent 4 033 060 000 ha des 13 009 550 000 ha de surface terrestre sur le globe, soit une proportion de 31 %, en déclin de 0,14 % annuellement (FAO 2011). La forêt est partagée sous divers types de tenure selon les différents bénéfices attendus socialement. En 2010, les usages de ces forêts étaient, en ordre décroissant, la production (30 %), les usages multiples (24 %), la conservation de la biodiversité (12 %), la protection du sol et de l'eau (9 %), les services sociaux (4 %), les autres usages (7 %) et l'absence d'usage ou d'usage inconnu (16 %) (FAO 2010). Chacun de ces usages est associé à un régime de tenure.

Historiquement, la forêt mondiale était presque entièrement sous tenure publique, gérée par des gouvernements (White et Martin 2002). Aujourd'hui, 80 % des forêts de la planète sont sous tenure publique, 17,8 %, sont privées et 2,3 % sous d'autres formes de tenure (FAO 2010). Notamment, certains pays tels les États-Unis, la Finlande, la France, et la Suède ont des forêts qui sont en majorité privées, soit entre 55 et 87 % (Angers 2003). Depuis 15 ans, on observe une tendance à la privatisation à l'échelle mondiale (White et Martin 2002, FAO 2010). Parmi les récents changements de tenure forestière, on retrouve majoritairement des changements entre deux modes de propriété privée aux États-Unis et de la privatisation dans les économies en transition (Kant 2009b, a). Cette tendance commande une réflexion sur les effets potentiels de ces changements dans les modes de tenure (Berkes et al. 1989, Beckley 1998).

Le cas de la forêt québécoise

L'histoire de l'industrie forestière québécoise est ponctuée de crises (Fréchette 2009). Certaines sont nées de l'épuisement de la ressource elle-même, à cause d'une surexploitation qui a traversé plus d'un cycle dans certaines régions (Fortin et Lechasseur 1993). D'autres sont de nature économique, dont celle sur le conflit entre le Canada et les États-Unis sur bois d'œuvre, au sujet duquel on a retracé des références aussitôt qu'au XIX^e siècle (Lotbinière 1889).

Plus récemment, le film « l'Erreur boréale » paru en 1999, est à l'origine d'une prise de conscience sociale sur l'état de la forêt publique du Québec. On y suggérait une tragédie des communaux, puisqu'une ressource commune avait été l'objet de surexploitation. Plus tard, la « Commission Coulombe » qui fut constituée pour évaluer la qualité de la gestion et pour faire une enquête indépendante sur le sujet, a confirmé que le régime de récolte n'était pas soutenable (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004).

Certains analystes ont vu dans la privatisation des forêts une solution à cette tragédie des communaux, voire une évolution normale de l'organisation des pays forestiers tel

qu'observable à l'échelle mondiale, et dans laquelle le Québec devrait s'inscrire (Desrochers 2002).

Le Bas-Saint-Laurent comme modèle d'étude

À l'instar du portrait mondial, les forêts canadiennes sont principalement publiques, mais à un niveau plus élevé par rapport à la moyenne, soit près de 93 % des terres fédérales ou provinciales (NRCAN 2006). Cette situation est un héritage de la souveraineté passée de la Grande-Bretagne sur le territoire canadien, à travers laquelle les terres qui n'ont pas été concédées à des propriétaires privés sont demeurées publiques, ou « terres de la Couronne » (Haley et Nelson 2007). Les forêts publiques étaient alors utilisées pour stimuler le développement économique du Canada, en transférant les droits de récolte de bois à des intérêts privés en échange de paiements à la Couronne, puis au gouvernement canadien (Haley et Nelson 2007).

Au Québec, la situation générale est semblable puisque 89 % des forêts sont situées sur des territoires publics (MRN 2002).

Toutefois, la région administrative du Bas-Saint-Laurent (BSL) se démarque de ce portrait, car les forêts des domaines privés et publics représentent des parts à peu près égales du territoire forestier, soit à 41 % et 59 %, respectivement (MRN 2002). Plusieurs modes de tenures sont présents dans la région du BSL (tableau I.1), mais nous avons ciblé les deux tenures dominantes, qui occupent la très grande majorité de la forêt bas-laurentienne, et dont le régime de tenure était relativement constant dans le temps. Une description détaillée des caractéristiques de chaque tenure étudiée est faite dans le chapitre 3.

En plus de sa moins grande représentativité du territoire la « grande » forêt privée a été exclue de notre analyse pour des raisons particulières. D'abord l'expérience de la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent (<http://www.foretmodelebsl.org/>) (Belleau 2001, Masse 2001, 2002) qui était en cours dans certaines d'entre elles durant cette période n'était pas

Tableau I.1 Classification des divers types de tenures forestières du Bas-Saint-Laurent.
Les modes de tenure sous étude sont en caractères gras.

Propriété	Contexte forestier	Mode de tenure
Forêt privée	Avec Aménagement	Petits lots boisés privés non industriels « Grande » forêt privée (Forêt modèle du BSL, seigneuries, etc.) Lots forestiers gérés par les groupements forestiers
	Sans Aménagement	Petits lots boisés privés
Forêt publique	Avec Aménagement	Contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier Fermes forestières en métayage Lots intra municipaux
	Sans Aménagement	Parcs de conservation

représentative des opérations normalement conduites en forêt privée sous propriété industrielle, vu les objectifs d'innovation et d'acquisition de connaissance qui y étaient poursuivis. Les autres « grandes » forêts privées de la région, communément nommées Bloc Faribeault et réserve Dunière, auraient elles été plus représentative du « comportement » habituel de la forêt privée industrielle (ex : forêts de J.D. Irving au Nouveau-Brunswick). Par contre, il n'a pas été possible d'obtenir des données compatibles afin de l'intégrer à notre dispositif expérimental.

Ce partage des tenures au BSL fait place à la coexistence sur un même territoire de différents modes de gestion et d'utilisation des ressources forestières (figure I.2). La presque totalité de la région est située dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (*Abies balsamea* (L.) Mill. et *Betula alleghaniensis* Britt.) de l'est (Robitaille et Saucier 1998). Donc, depuis l'épisode récent de colonisation (c.-à-d. fin du 19^e siècle) cette forêt relativement homogène d'un point de vue écologique a été gérée de deux façons distinctes, ce qui nous permet de tester l'hypothèse que, indépendamment des conditions physiques permanentes de l'écosystème, la tenure influence l'état actuel de la forêt, de même que la nature et la valorisation des ressources qu'on en tire.

C'est dans cette optique, et parce que les conditions environnementales et le contexte socio-économique s'y prêtent, que la région du BSL servira de modèle d'étude de l'impact des tenures sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème forestier, tels qu'influencés par l'activité humaine, une problématique qui dépasse largement ses frontières.

Objectif et originalité de l'étude

On sait que la mosaïque forestière du BSL a été profondément altérée par plus d'un siècle d'exploitation (Fortin et Lechasseur 1993), et que l'industrie forestière régionale fait face à une rupture d'approvisionnement (OFBSL 2004). Par contre, la région a l'avantage d'avoir fait l'expérience de deux modes de tenure distincts sur son territoire, cela permet d'y puiser des apprentissages uniques. Une analyse comparative de l'impact de ces modes tenures sur l'écosystème forestier, ainsi que leurs retombées socio-économiques respectives enrichit un débat sociétal. Elle offre des éléments de réponse qui pourront contribuer à

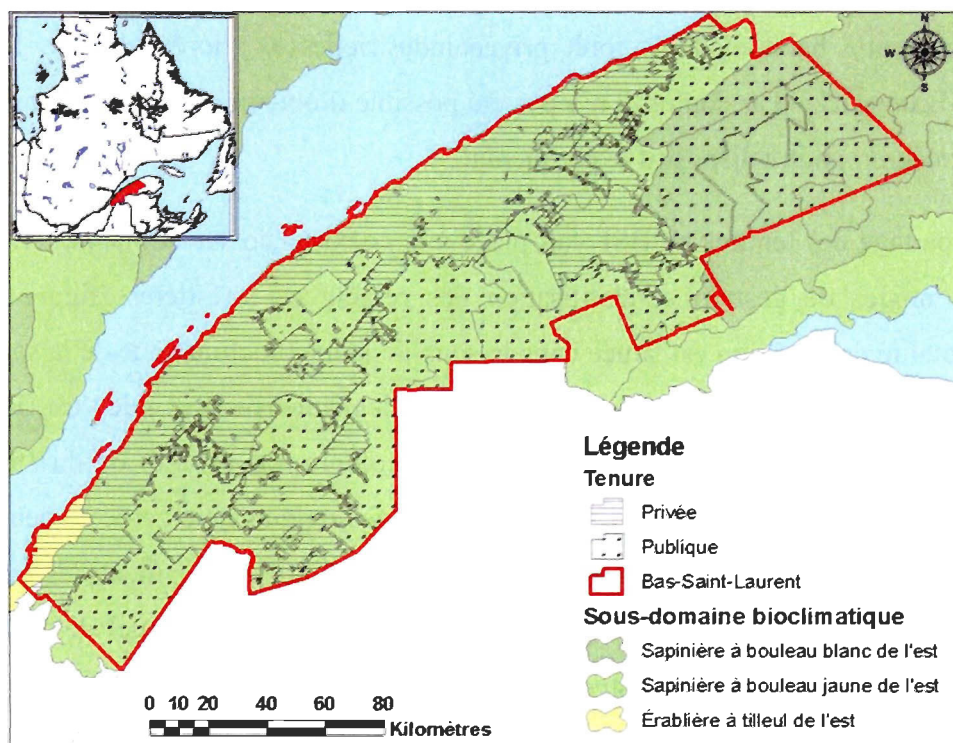


Figure 1.2 Carte des tenures privée non-industrielle et publique de la région administrative du Bas-Saint-Laurent, en relation avec les sous-domaines bioclimatiques.

l'atteinte une gestion durable du bien commun qu'est la forêt. Cette approche se veut systémique (Watt 1966), puisqu'elle tient compte de tous les aspects (environnementaux, sociaux et économiques) de la problématique dans un même modèle d'étude.

De plus, le Québec a récemment adopté un nouveau régime forestier (Gouvernement du Québec 2010) basé sur l'aménagement écosystémique, un concept aux multiples dimensions dont nous connaissons les grandes lignes (Gauthier et al. 2008). Dans ce contexte, cette étude pourra servir à améliorer les stratégies de mise en œuvre de cette nouvelle approche sous chaque tenure.

L'objectif général de cette recherche est de vérifier si le mode de tenure, privé ou public, influence l'expression des variables environnementales et le flux de valeurs sociales et économiques qui y sont liés. Pour y arriver, nous scinderons notre démarche en deux études complémentaires et une étape finale de modélisation du système forestier permettant d'intégrer des résultats tirés des deux premières études. Voici leurs objectifs respectifs :

OBJECTIF 1. Comparer la structure des paysages forestiers en fonction des modes de tenure ;

OBJECTIF 2. Comparer les approches d'aménagement forestier de chaque mode de tenure et leur retombées socio-économiques ;

OBJECTIF 3. Modéliser le système forestier actuel pour simuler des scénarios alternatifs dans les modes de tenure et constater les effets sociaux, environnementaux et économiques de ces scénarios.

Cette recherche se situe à l'interface entre l'écosystème et la société. C'est justement à cette interface que les problèmes environnementaux que nous connaissons apparaissent (Janssen et Ostrom 2006, Folke 2007, Ostrom 2009), et à cette même interface que des efforts de rapprochement doivent être consentis (Groffman et al. 2010). Cette recherche intégrative (Holling 1998) se veut une contribution à ce besoin de connaître l'interaction forêt-société dans la perspective du développement durable.

Méthodologie générale

Afin de pouvoir aborder la problématique sous un angle si large, nous avons choisi d'utiliser une perspective macroscopique dans la quête de données. C'est pourquoi toutes les données utilisées sont dites secondaires, c'est-à-dire que nous nous sommes nourris de données existantes, qui sont par ailleurs très abondantes et sous-exploitées, afin de concentrer les efforts de cette étude à leur analyse, sous un nouveau jour. Cette avenue nous permettait aussi de couvrir l'ensemble du territoire bas-laurentien avec des données environnementales, sociales et économiques, ce qui aurait été impossible s'il avait fallu acquérir des données empiriques de première main.

Un aperçu, de même que certains détails méthodologiques qui ne se retrouvent pas dans les chapitres suivants sont présentés ici.

Cartes vectorielles vs matricielles

La première partie de l'analyse repose sur une analyse spatiale, à l'aide d'un Système d'Information Géographique (SIG), de différents paramètres de la structure de la forêt. Pour ce qui est de la forêt publique, le Système d'Information ÉcoForestière (SIEF) était la

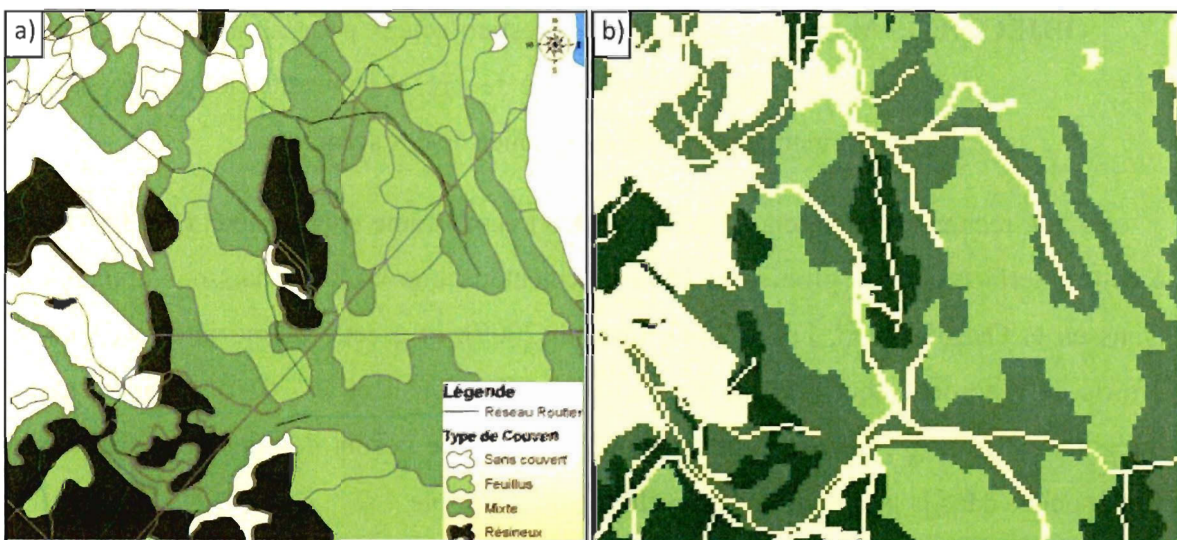


Figure 1.3 Agrandissement (a) d'un secteur de la carte en format vectoriel et le même secteur (b) en format matriciel (résolution 20m x 20m).

Tableau I.2 Exemple des différences entre la carte vectorielle et matricielle sur la taille des polygones.

Tenure	Couvert	Superficie moyenne (ha) des polygones forestiers					
		Carte vectorielle			Carte matricielle		
Privée	Feuillu	7,57 ±	6,87 (1,00 - 76,04)	35,21 ±	3,95 (8,46 - 59,49)
	Mixte	7,27 ±	6,34 (1,00 - 53,53)	22,57 ±	2,95 (15,46 - 146,17)
	Résineux	5,69 ±	4,98 (1,00 - 37,27)	14,13 ±	1,14 (11,51 - 246,53)
Publique	Feuillu	10,45 ±	9,20 (1,00 - 92,78)	50,74 ±	6,47 (19,81 - 457,15)
	Mixte	10,80 ±	10,47 (1,00 - 95,15)	65,11 ±	17,06 (6,90 - 164,58)
	Résineux	10,33 ±	11,62 (1,00 - 148,24)	54,33 ±	9,77 (10,93 - 377,61)

source de données cartographiques (MRN 2000). Ce système de cartographie des forêts a été ajusté en fonction de la grande forêt publique, et ne cartographie pas les parcelles plus petites que 8 hectares (ha). Conséquemment, les petites opérations forestières, courantes en forêt privée, étaient souvent amalgamées aux peuplements voisins, ce qui aurait biaisé les résultats. C'est pourquoi nous avons utilisé, du côté de la forêt privée, un raffinement du SIEF fait pour le compte de l'Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent (OFBSL), qui cartographie ces petites parcelles. Par la suite, la juxtaposition de ces deux cartes en une seule a posé un grand défi technique.

De plus, ces cartes sont produites sous format vectoriel. En étudiant ces cartes (figure I.3a), on observe qu'il y a plusieurs limites administratives, qui divisent artificiellement des polygones forestiers qui sont en réalité continus. D'autre part, les routes et cours d'eau sont cartographiés comme des lignes sans superficie, alors qu'on sait qu'elles occupent un certain espace qui fragmente la mosaïque forestière. Cette structure des données a pour effet, lorsqu'on analyse la structure de la forêt en format vectoriel, de biaiser les résultats en diminuant la taille des polygones (tableau I.2). Pour remédier à ce problème, il faut passer à une autre structure de données, le format matriciel (ou raster), dans lequel les données sont stockées dans des cellules individuelles de même taille (figure I.3b), ce qui donne un portrait réaliste (tableau I.2). Ainsi, un polygone est l'ensemble des cellules adjacentes portant la même valeur.

Découpage par bassin versants

Dans un premier temps, le territoire du BSL a été divisé en bassins hydrographiques (Bohn et Kershner 2002) d'une taille moyenne de 50 km² (fig. I.4b). Cette division a été effectuée à l'aide de fichiers provenant d'un travail de cartographie des bassins hydrographiques du Centre d'expertise hydrique du Québec (fig. I.4a). L'appartenance de ses bassins hydrographiques regroupés à leur bassin versant d'origine (ex : bassin versant de la rivière Rimouski) a été conservée durant cette étape, ce qui fait de cette carte un outil de premier plan dans une logique de gestion forestière par bassins versants.

Ensuite, les bassins hydrographiques qui chevauchent (entre 35 et 65 %) chacune des deux tenures ont été sélectionnés (fig. I.5) ce qui nous donne une taille d'échantillon de 22 bassins versants. Puisque les tenures étaient comparées à l'intérieur de bassins hydrographiques relativement restreints, les facteurs écologiques permanents du paysage (climat, hydrographie, relief, dépôt de surface et géologie) étaient relativement homogènes entre les superficies sous chaque tenure, ce qui a permis de faire ressortir les différences engendrées par les pratiques forestières propres à chaque tenure.

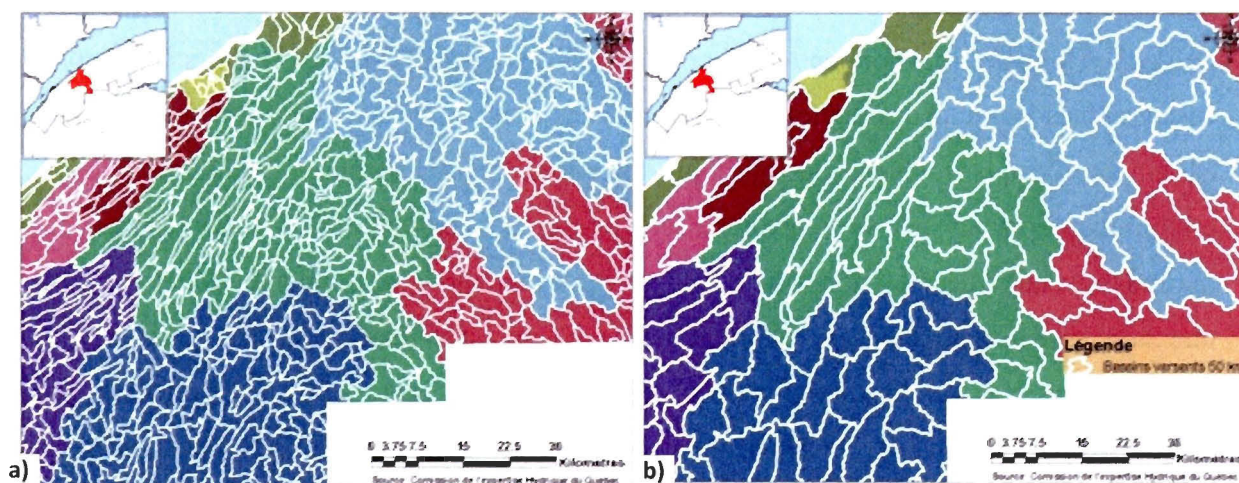


Figure I.4 Carte des bassins hydrographiques a) avant et b) après avoir été regroupés en unités de 50 km² en moyenne, dans le secteur du bassin versant de la rivière Rimouski (en vert).

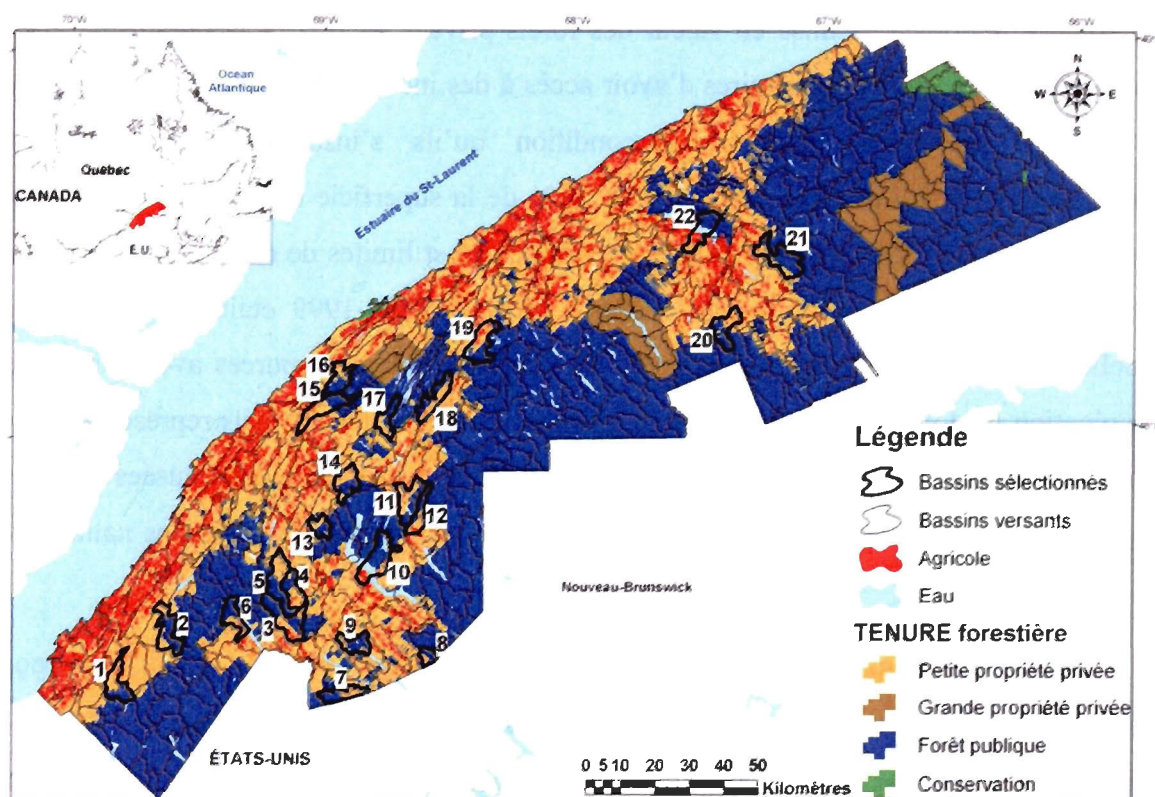


Figure 1.5 Bassins sélectionnés parmi tous les bassins hydrographiques du Bas-Saint-Laurent. Les bassins sélectionnés sont entre 35 et 65 % sous chaque tenure.

Données sur les travaux sylvicoles

Pour les parties sylvicoles, sociales et économiques de l'étude, nous avons eu recours à des bases de données des travaux sylvicoles réalisés. Il est important de noter que pour cette partie de l'étude, l'analyse couvre l'entièreté de la région administrative du Bas-Saint-Laurent, et n'est donc pas restreinte aux 22 bassins versants (fig. 1.5).

Les données sur les travaux sylvicoles provenant de deux systèmes de gestion totalement différents ont été combinées en une seule base de données pour permettre la comparaison. Pour la forêt publique, les données étaient comprises dans la base de données Système d'Émission des Permis d'Intervention et du suivi des traitements sylvicoles (SEPI) qui comptabilisait les travaux sylvicoles réalisés et admissibles aux incitatifs financiers, à l'exception des coupes totales. D'autre part, le Système de Gestion des Forêts Privées (SGFP) comptabilisait des données équivalentes sur les lots privés aménagés sous l'égide

de l'Agence régionale de mise en valeur des forêts privées du BSL. Cet organisme à but non lucratif permet aux propriétaires d'avoir accès à des incitatifs financiers de l'État pour les travaux sylvicoles effectués, à condition qu'ils s'inscrivent dans un plan d'aménagement établi par l'agence. Près de 70 % de la superficie de petits lots privés est sous ce régime (OFBSL 2004). Une fois les contraintes et limites de chacune des bases de données établies, nous avons constaté que la période 1990-1999 était la seule durant laquelle nous pouvions croiser les données de l'ensemble de nos sources avec confiance. L'agrégation de données sur une décennie a permis d'obtenir des résultats représentatifs de l'effet de chaque tenure, puisqu'il existe des variations interannuelles causées par des conjonctures externes aux objectifs de gestion (p. ex. prix offert, perturbations naturelles, etc.).

De plus, les données d'une enquête réalisée auprès de 436 et 285 travailleurs, en 1996 et en 2003 respectivement (Stanek 2005) nous ont été transmises. Quoique ces données n'aient pas été utilisées dans le chapitre sur les retombées socio-économiques des tenures, elles ont été néanmoins très utiles dans notre compréhension de certaines tendances observées.

Indicateurs socio-économiques

Afin d'identifier des tendances quant aux retombées socio-économiques respectives de chaque tenure, nous avons sélectionné un nombre restreint d'indicateurs, soient le nombre d'emplois créés en forêt et les incitatifs financiers. Ce choix, qui est loin de l'idéal théorique que nous aurions voulu atteindre, a avant tout été dicté par la disponibilité des variables à l'intérieur des bases de données obtenues et par les difficultés que représentaient l'acquisition des autres indicateurs. Néanmoins, dans cet effort de parcimonie, nous avons conservé les indicateurs les plus robustes et les plus susceptibles de nous permettre de démontrer les différences entre les tenures de façon convaincante.

Puisque la création d'emploi est un indicateur qui regroupe à la fois des retombées sociales et économiques, nous utilisons le terme retombées socio-économiques pour

désigner conjointement les indicateurs retenus, la création d'emploi et les incitatifs financiers.

Plan de la thèse

Le reste de la thèse est composée de trois chapitres (Chapitres 1 à 3) puis d'une conclusion générale.

Le chapitre 1 correspond à l'objectif 1 (voir section *Objectif*), de *Comparer la structure des paysages forestiers en fonction des modes de tenure*. Cette étude est avant tout cartographique, utilisant les analyses spatiales par SIG décrites plus haut. Elle permet de vérifier, si à l'intérieur des 22 bassins versants sélectionnés, la tenure a influencé la structure de la forêt (âge, type de couvert, fragmentation, hétérogénéité). On y aborde aussi la taille des interventions sylvicoles, pour déceler les liens potentiels qui pourraient exister entre l'hétérogénéité et l'échelle à laquelle les interventions sylvicoles sont appliquées.

Le chapitre 2 correspond à l'objectif 2, de *Comparer les approches d'aménagement forestier de chaque mode de tenure et leur retombées socio-économiques*. On cherche donc à comprendre si les régimes sylvicoles qui ont agi sur la forêt durant la décennie 1990 diffèrent entre les tenures, pour faire des liens avec les résultats du chapitre 1 et mesurer leur contribution respective à l'emploi ou aux retombées économiques. Dans ce chapitre, c'est l'ensemble de la région administrative qui est sous étude.

Le chapitre 3, correspond à l'objectif 3, soit de *Modéliser le système forestier actuel pour simuler des scénarios alternatifs dans les modes de tenure et constater les effets sociaux, environnementaux et économiques de ces scénarios*. Un modèle de simulation a été créé à partir des résultats des chapitres 1 et 2, pour pouvoir simuler l'évolution des indicateurs de la structure forestière (chapitre 1) et des indicateurs socio-économiques (chapitre 2) dans l'un des quatre scénarios élaborés. Le scénario *statu quo* projette le régime actuel dans le temps. Le scénario sans sylviculture simule l'évolution de la structure forestière en l'absence de l'intervention humaine. Le scénario d'aménagement

écosystémique permet de voir comment chaque tenure pourrait se comporter au fil du temps si on y insère l'un des principaux objectifs du nouveau régime forestier québécois, qui entrera en vigueur en 2013, soit la réduction des écarts entre la forêt naturelle et aménagée. Finalement, le scénario de privatisation permet de voir l'effet qu'aurait la rétrocession de l'ensemble de la forêt publique régionale à des propriétaires privés. Ce scénario offre des éléments de réponse suite à certains appels à la privatisation entendus (voir la description du scénario dans le chapitre 3). Ces modèles sont élaborés grâce à STELLA, une plateforme informatique conviviale de modélisation de systèmes complexes. Le modèle n'a pas la prétention d'être prescriptif, mais est plutôt un outil de réflexion, qui pourrait éventuellement guider les preneurs de décisions quant aux grandes orientations à donner aux modes de gestion.

Finalement, dans la conclusion générale nous discuterons des implications des résultats de la thèse dans un contexte de renouvellement de régime forestier québécois, mais aussi de la portée des résultats pour l'avancement de la connaissance scientifique sur les modes de tenure forestière. Pour terminer, les perspectives de recherche que cette thèse permet d'entrevoir seront discutées.

CHAPITRE 1

**COMPARAISON DES EFFETS DES TENURES PRIVÉE ET PUBLIQUE SUR LA
STRUCTURE ET L'HÉTÉROGÉNÉITÉ D'UNE RÉGION FORESTIÈRE À
L'INTERFACE TEMPÉRÉE-BORÉALE DE L'EST CANADIEN**

1.1. RÉSUMÉ

Les interventions sylvicoles constituent le plus important agent de perturbation dans les forêts d'aujourd'hui. La compréhension des impacts des différents régimes de tenure est la clé pour améliorer la durabilité de ces écosystèmes. Dans ce chapitre, nous comparons les petits lots privés non-industriels à la forêt publique industrielle par une analyse spatiale. Des bassins versants comprenant les tenures privée et publique à parts égales ont été sélectionnés et examinés. Les types de terrains, l'âge, le couvert forestier, la hauteur, la densité, la perte et fragmentation de l'habitat, ainsi que l'hétérogénéité des peuplements forestiers ont servi de variables indicatrices. L'étude suggère que les forêts privées ont perdu plus d'habitat au profit du territoire agricole, les établissements humains et les routes (respectivement $10,5 \pm 1,7 \%$, $1,02 \pm 0,19 \%$, $5,58 \pm 0,27 \%$ des bassins versants). Leurs carences en vieilles forêts et en couvert coniférien sont plus prononcées que celle de forêt publique, comparativement aux niveaux historiques, où les vieilles forêts de conifères dominaient le paysage forestier. Les forêts publiques sont moins fragmentées (parcelles de forêt continue de $328,14 \pm 41,85$ ha en moyenne) que les forêts privées (parcelles de $19,80 \pm 9,35$ ha, en moyenne), ainsi que plus hétérogènes à l'intérieur des parcelles. Nous concluons que les forêts publiques ont un meilleur potentiel de biodiversité, à l'échelle du filtre brut.

Ce premier article, intitulé « Comparing the effects of private and public land tenures on the structure and heterogeneity of mixed forests, eastern Canada » fut corédigé par moi-même, ainsi que par mon directeur Luc Sirois et mon codirecteur Luc Bouthillier. Il a été soumis pour publication en décembre 2008 à la revue *Ecology and Society*, qui l'a refusé en mai 2009. Considérant les commentaires des évaluateurs, qui ont été intégrés dans le présent chapitre, nous avons aussi complètement recadré le contexte de l'article, et lui avons ajouté les données sur l'échelle des interventions forestières, initialement placées dans le chapitre 2. À la suite de la révision par le jury de thèse, ce chapitre sera soumis à la revue *Forest Ecology and Management*.

En tant que premier auteur, ma contribution à ce travail fut l'entièreté de la recherche et des analyses et la rédaction. Luc Sirois, second auteur, a fourni l'idée originale qui a mené à l'élaboration du projet dans sa forme finale, a suivi et alimenté les différentes étapes d'analyses, a révisé plusieurs versions de l'article, et a assuré le financement du projet. Luc Bouthillier, troisième auteur, a contribué à l'élaboration du devis de recherche, à la validation des analyses et à la révision des versions de l'article.

Une partie des méthodes et résultats de cet article ont été présentés dans plusieurs colloques : « CONFOR 2005 » à la forêt Montmorency de l'Université Laval en février 2005 ; « Ressources naturelles et culturelles : enjeux de modélisation interdisciplinaire, d'évaluation et de gouvernance territoriale » ; au 75^e congrès de l'ACFAS en mai 2007 à Trois-Rivières, « ECANUSA Forest Science Conference 2006 » à l'Université Laval, en octobre 2006, Séminaire Européen des Doctorants en Économie Régionale, à l'Université Montesquieu-Bordeaux IV, en juin 2008 ; « De la gestion intégrée des ressources vers une gestion intégrée des ressources et du territoire : dialogue autour des modes de gestion et des modes de gouvernance », 78^e congrès de l'ACFAS, mai 2010, Montréal, Québec ; « ECANUSA Forest Science Conference 2010 » à l'Université de Moncton, Campus d'Edmunston, en octobre 2010.

COMPARING THE EFFECTS OF PRIVATE AND PUBLIC LAND TENURES ON THE STRUCTURE AND HETEROGENEITY OF MIXED FORESTS, EASTERN CANADA

“The most important characteristic of an organism is that capacity for internal self-renewal known as health.

There are two organisms whose processes of self-renewal have been subjected to human interference and control. One of these is man himself (medicine and public health). The other is land (agriculture and conservation).”

-Aldo Leopold, a Sand County Almanach (1949)

PATRICK MORIN^{1,2,3}, LUC SIROIS^{1,2} AND LUC BOUTHILLIER⁴

¹ Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée (CRFH), Université du Québec à Rimouski
<http://www.uqar.ca/foret-habitee/>

² Centre d'étude de la forêt (CEF), <http://www.cef-cfr.ca/>

³ Correspondances : Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée, Université du Québec à Rimouski 300, allée des Ursulines, Rimouski, Québec, G5L 3A1, Canada
patrick_morin01@uqar.qc.ca

⁴ Département des sciences du bois et de la forêt, Pavillon Abitibi-Price, Université Laval, Québec, Canada G1V 0A6, Canada

1.2. ABSTRACT

Forestry is the prevalent, both in terms of frequency and magnitude of change, disturbance regime in today's forest, and understanding the implications of the different tenure regimes is key to improve their sustainability. In this article, we compare small private woodlots to publicly owned commercial forest via the use GIS. Watersheds that bear both private and public tenures equally were selected and examined. Landcover, age, forest cover, height, density, fragmentation, habitat loss and heterogeneity of forest stands were the indicator variables. The study suggests that private forests have lost more habitat to agriculture, human settlements and roads (respectively $10.5 \pm 1.7 \%$, $1.02 \pm 0.19 \%$, $5.58 \pm 0.27 \%$ of watersheds). They also lack old forests and coniferous cover more importantly than public forests relative to historical levels, when old coniferous forests dominated the landscape. Public forests are less fragmented (contiguous forest patches of 328.14 ± 41.85 ha on average) than private forests (19.80 ± 9.35 ha patches, on average), and also more heterogeneous within forest patches. We therefore conclude that public forests have a better biodiversity potential, at a coarse filter scale.

1.3. KEYWORDS

Forest, tenure, private, public, watershed, habitat loss, fragmentation, heterogeneity, GIS, sustainability,

1.4. ACKNOWLEDGMENTS

We thank Alain Thériault for GIS assistance in watersheds delimitation and Alain Caron for countless help and debugging with GIS analyses. Alain Fréchette, made highly useful comments to earlier drafts of this paper. We also thank the members of the CRFH for the numerous enlightening discussions and fruitful reflections on issues related to this study. Financial support for this project was provided by the Conférence Régionale des Élu(e)s du Bas-Saint-Laurent through the specific agreement on forest management with the Government of Quebec, and by the syndicat des producteurs de bois du Bas-Saint-

Laurent. The first author has also been financially supported by the Université du Québec à Rimouski foundation (FUQAR), through the Bourse d'excellence de la Fondation de l'UQAR and the Bourse de recherche sur le développement de la région du Bas-Saint-Laurent FUQAR-Ville de Rimouski.

1.5. INTRODUCTION

1.5.1. Forest tenure

Land tenure is defined "as the societal institutions (organizations, rules, rights and restrictions) that control the allocation and use of land and its associated resources by people" (Cumming and Barnes 2007). The predominant forest tenure categories encountered are private and public (White and Martin 2002). Generally, public tenure refers to forests owned by central, regional or local governments, while private forests are owned indigenous and local community groups, private individuals and firms.

Historically, world forests were largely under public ownership and thus managed by governments (White and Martin 2002, FAO 2007). Today, 80 % of the forests of the planet are under public tenure, 17.8 % are private, and 2,3 % are under other forms of tenure (FAO 2010). In countries such as the United States, Sweden, Finland and Argentina, forests are mostly managed by private interests (Agrawal 2007).

1.5.2. Forest governance and sustainability

Forestry is the most important disturbance regime in today's forest in many parts of the world (FAO 2011). A comprehensive examination of the implications of the different forest management regimes under action is thus key to the improvement of strategies towards sustainability (e.g. Berkes et al. 1989, Lovett-Doust and Kuntz 2001, Dietz et al. 2003, Folke 2007, Ostrom 2007). This quest for the sustainability of forest management (Kimmins 1997) is necessary because forests provide vital environmental goods and services to humans (Daily 1997, Millennium Ecosystem Assessment 2005), which we must maintain and improve.

Ecosystem management, based on the natural dynamics of forests, is one of the main frameworks brought forward to better reach sustainability (Gilmore 1997, Kohm and Franklin 1997, Hunter 1999, Gauthier et al. 2009). Yet this approach is defined as being adaptive, meaning that we must continuously feed the process with improved knowledge.

One the main underpinnings that condition forestry outputs is its governance (Agrawal 2001, Dietz et al. 2003, Ostrom 2007, Agrawal et al. 2008). In a forest governance system, tenures are key policy instruments to cope with the challenges faced (Vertinsky and Luckert 2009). Therefore, we should devote a substantial amount of effort to improve our understanding of forest tenures to provide useful input for ecosystem management.

1.5.3. Biodiversity and tenure

The coarse-filter approach (Hunter 1990, 1999, Schulte et al. 2006) is useful to assess the sustainability of management practices. The approach suggests that ensuring the maintenance of representative ecosystems should conserve the majority of species associated with them. Using this rationale, we can detect or prevent significant changes in forest ecosystems over large areas. It is used at a management scale, which facilitates the transfer into the operational scale of forestry.

A limited number of studies have examined the effect that tenure may have on the land and the biodiversity therein. In Oregon, a public industrial forest (including protected areas) had lower fragmentation and higher forest cover compared to adjacent private lands, both industrial and non-industrial (Spies et al. 1994). Private lands of two watersheds in western United States, and another watershed in eastern US also had higher fragmentation and forest cover than Federal and state lands (Turner et al. 1996). In the case of historically private forests, which were abandoned and then held under public control, compared with private non-industrial forest, ownership and ecosystem variables had a confounding interaction on spatial heterogeneity (Crow et al. 1999). Designated natural areas located in one of Canada's most densely populated area, hence under intense anthropogenic pressure, withheld different biodiversity levels under private, mixed or public ownership (Lovett-Doust and Kuntz 2001, Lovett-Doust et al. 2003). Our understanding of the issue remains fragmentary, because the types of private or public ownerships and the variables examined

are varied, which exacerbates the need for comparative studies of private and public ownership (Kindscher and Scott 1977).

1.5.4. The case of Bas-Saint-Laurent

Canadian forests are almost exclusively (93 %) under public land (NRCAN 2006). This situation is a heritage from past sovereignty of Great Britain on Canadian territory, through which lands that were not transferred to private ownership via "Crown grants" remained public, often referred to as "Crown land" (Haley and Nelson 2007). Public forests were then used to stimulate the economic development of Canada, by transferring rights to harvest timber to private interests in exchange of payments to the Crown, and later to the Canadian government (Haley and Nelson 2007). Similarly, in the province of Quebec, the general situation is similar since 89 % of forests are on public land (MRN 2002). Yet a few regions of the province stand out with greater proportions of private land, but only Bas-Saint-Laurent (BSL) forests are roughly half private and half public.

This study aims to compare the state of private and public forests using key coarse-filter metrics: structure and heterogeneity. To allow for such a comparison, we use the unique situation of the forests of the BSL administrative region of the Quebec province, Canada (figure 1.1). The juxtaposition of two tenures within the same ecological region, after many decades of application, offers a unique opportunity to gauge the respective imprint they had on forests. Our research will shed some light on the advantages and disadvantages of private and public tenure settings on environmental variables.

1.6. METHODS

1.6.1. Study area

Our study area is the Bas-Saint-Laurent (BSL) administrative region of the province of Quebec, Canada. It is located on the south shore of the St. Lawrence River estuary, and covers an area of 22,637 km², of which 19,320 km² (85 %) are covered by forests. Within the BSL region, 51 % (11,574 km²) of the total land area is under public ownership,

whereas the remaining 49 % (11,105 km²) are privately owned, including roughly 5 % of large industrially owned forests. When considering only the forested land, the of public tenure increases to 59 % (MRNFP 2004).

Most of the BSL region (90 %) is within the eastern balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) and yellow birch (*Betula alleghaniensis* Britt.) forest bioclimatic subdomain, at the northern limit of northern temperate zone, and the remaining part is essentially composed of boreal forest (Robitaille and Saucier 1998). The watersheds selected for this study, described below, are only comprised within the former.

These mixed forests, at the transition between temperate and boreal forests, include other species such as red maple (*Acer rubrum* L.), sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.), white birch (*Betula papyrifera* Marsh), white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss) and eastern white cedar (*Thuja occidentalis* L.) (Archambault et al. 2006). As part of the Appalachian geological formation, the topography of the region is moderately rugged and characterized by rounded hills, originating from sedimentary bedrock (Robitaille and Saucier 1998).

The natural disturbance regime is driven by recurrent spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clemens)) outbreaks at a 40 years interval on average (Boulanger and Arseneault 2004), coupled with windthrow and few rare fires. Together, these disturbances produce a naturally occurring small gap dynamic (Archambault et al. 2006). However, since the onset of logging activities in the late 1800's, anthropogenic forms of disturbance now account for most the changes in the region's forest dynamics (Archambault et al. 2006, Boucher et al. 2006, Boucher et al. 2009). Anthropogenic disturbances also include aerial insecticide spraying, which were used during the last – markedly severe – spruce budworm outbreak (1975-1992).

Bas-Saint-Laurent historical and current tenure

Colonization into private woodlots, which began around 1850 (Fortin and Lechasseur 1993), occurred from the shores of the St. Lawrence towards the uplands, and also along

two major valleys at the southeast (Figure 1.1). Some logging took place before, in the early 1800's, but was essentially focused on the region's red and white pines, for the purpose of ship building in Great Britain (Fortin and Lechasseur 1993).

Approximately 8400 individuals own about 18735 private woodlots in BSL, of 25.7 ha mean size (table 1.1). Roughly 70 % of the woodlots are under a management plan prepared by a government-subsidized regional agency of private forests (OFBSL 2004), but ultimately the landowner has the right to dispose of the forest on his land as he or she sees fit. For more details on woodlot owners in Canada, refer to Dansereau and deMarsh (2003).

Public forests, on the other hand, are under the stewardship of the provincial government, which also determines the management regime and guidelines by which users must abide. Private companies hold renewable leases named timber supply and forest management agreements (table 1.1), which gives them exclusive rights to harvest predetermined volumes of timber on a given forest management unit (cf Bouthillier 2001). From a historical stand point, today's public forests were never ceded to settlers, which in the case of BSL represents half of the available land area.

Private industrial forests, spanning over a few relatively large patches in BSL (Figure 1.1), have been excluded from this analysis partly because some were under a Model Forest experiment that biased their normal operations, and partly due the difficulty to obtain compatible data.

Sampling strategy

Watersheds were used to subdivide the BSL study area into sampling units for both tenure (table 1.1). Contrary to administrative boundaries or systematic grids, watersheds hold in a biophysical context and are independent of human activities (Hessburg et al. 1999, Bohn and Kershner 2002), which facilitates the potential replication of our methods in time or space. Watersheds averaging 50 km², a scale brought forward in BSL for integrated planning, were selected (CEHQ shapefiles obtained in September 2003. http://www.cehq.gouv.qc.ca/index_en.asp). Watersheds smaller than 50 km² were grouped

together and larger ones split to obtain units of approximately 50 km² (ArcGIS 9.2, <http://www.esri.com/>). A total of 436 watersheds were obtained.

The watershed map was overlaid on the tenures map, to select watersheds that contain both public and private property in proportions averaging between 35 and 65 % of their total area. Only the watersheds that met these criteria were retained for our analyses. To ensure that differences in the structure and composition of the private and public shares of the forests within these watersheds are a consequence of tenure, we compared permanent variables (surface deposits, slope, drainage) that typically drive forest ecosystem composition (Grondin et al. 1999).

1.6.2. Spatial analysis

To assess differences in the current state of public and private forests, we used forest structure and composition variables. The landcover was used to measure how much of each watershed was dedicated to forest, agriculture and other uses.

Data on forest structure and composition was obtained through the 2001 maps from a geographic information system called "SIEF" (*Système d'Information ÉcoForestière*, <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-cartes-sief.jsp>), which provides ecological and forest data. However, because the provincial mapping system is adapted to the large scale industrial operations that occur in public forests, isolated small-scale patches of less than 8 ha are systematically overlooked. In order to survey small privately owned woodlots and better represent the small scale operations that occur under such forms of tenure, the study relied on a revised version of the SIEF, especially suited for that purpose (Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent (OFBSL), http://www.crebsl.org/volet_ressources_naturelles/?id=observatoire_foresterie-description&a=2009). This update was constructed by overlaying the map contours over 1:40000 aerial photographs taken in 2001, and systematically identifying, at a 1:10000 scale, all visible total and partial cuts larger than 4 ha in every woodlot. Stand contours and densities were updated accordingly, to account for the frequent small partial cuttings that

occur in private woodlots. Changes in vocation (e.g. forest to agriculture) that were noticed were also mapped.

To run our analyses, the private and public maps, which were in vector format in ArcGIS 9.2 were imported into IDRISI Andes (Clark Labs, <http://www.clarklabs.org>) where they were converted to raster format, at a 20 m x 20 m resolution. Raster format has the advantage to remove any bias induced by an artificial division of forest stands that occurs when, for example, political boundaries are included in the SIEF vector maps.

For each of the forest structure and composition variables described below, we calculated two metrics: patch size and the area of such forest in each watershed. The MACROMODELER module of Idrisi Andes was used to build models to calculate and extract those data. To calculate patch size for a given variable, the model assigned a unique value to each contiguous patch of a given value. Contiguousness is defined here as cells with the same value that touch on at least one of their four sides, which excludes diagonals. The same procedure was used for cover, height and density. Since these results consider the size of patches of one variable at a time, we also ran the same procedure for an aggregated age-cover layer, to assess heterogeneity at a finer scale.

To obtain the age structure, we summed the number of cells belonging to each age class under both tenures in every watershed, tabulated as an area. Then we calculated the proportion of each watershed under both tenure that was occupied by every age class. Statistical analyses were performed on all watersheds separately, but an overall structure was obtained by taking the average for each age class over all 22 watersheds. The same procedure was used for cover, height and density.

Landcover

The landcover map provides a detailed account of the land uses in the study area. On the SIEF vector maps, roads and streams are represented as lines with no width. This technical detail induces a bias that overestimates forest surface. We rasterized these linear features, hence assigning them a surface on our landcover map. Only permanent roads and

rivers and lakes were rasterized. Temporary roads and logging trails, which are built and used for a short period of time and then abandoned, as well as intermittent water streams, which only run during a portion of the year, were excluded. Given the desired accuracy of our study and the resolution of our raster, 20 meters is a fair estimation of the mean width of roads and rivers, that we validated using digitized aerial photographs and reports (OFBSL 2003, 2004).

The purpose of this approach was to obtain a complete landcover map, where each cell has only one vocation, namely 1) productive forest², 2) agriculture, 3) water (lakes and streams), 4) unproductive land, 5) non-forest (human) and 6) roads (table 1.2). They allow us to compare the amount of habitat loss and fragmentation. Subsequently, using only the portion of the grid under productive forest landcover, raster layers were created for each variable: age, cover, height, and density. These layers also served to evaluate the heterogeneity of each tenure.

Permanent biophysical variables

We verified if each tenure was associated with site-specific permanent variables, which are not related to vegetation, such as surface deposit, slope and drainage. This step is crucial to measure if the tenure regime alone can be responsible for differences in forest composition and structure, or if confounding factors are present. Variables were all obtained from in the SIEF database.

Habitat fragmentation, loss, and heterogeneity

The concepts of habitat fragmentation, loss and heterogeneity are widely used in the literature, although not always in a consistent manner. To avoid any confusion in the interpretation of our results, we will carefully describe the definition we use here for each.

Fragmentation is used here to define a "process through which formerly continuous forest expanses turn into forest patches of varying size, isolated from each other by tracts of

² Productive forest land is defined here as "forest land that is capable of producing a merchantable stand within a reasonable length of time" (Côté 2003b).

non-forest land" (Haila 1999). In this definition, we actually find two processes occurring simultaneously: habitat loss and fragmentation. Habitat is lost because forested land is converted to non-forested land (e.g. roads, agriculture, human settlements), and habitat is broken apart or fragmented because remaining forest patches are now isolated from each other through land conversion (see also: Haila 1999, Haila 2002, Fahrig 2003, Jaeger et al. 2007). In this study, we compare how much forest habitat was lost to other landcovers under each tenure, and assess differences in the levels of fragmentation by comparing the size of remaining contiguous forest patches.

Another concept that is often blended into or confused with fragmentation is landscape heterogeneity. Although the above discussion on fragmentation described the forest prior to human disturbance as continuous, it was by no means homogeneous. A large tract of undisturbed forest can be heterogeneous, due to natural disturbances that disrupt the continuity of given stand types (Haila 1999). In this paper, we will call heterogeneity the level to which the forest is fractioned into patches of different age, cover, combined age-cover, height and density.

Forest structure and composition

We used structure (age, height, density) and composition (cover) variables in our spatial analyses, which were grouped into classes to facilitate analyses (table 1.3). In the SIEF, these variables are mostly obtained through interpretation of aerial photographs, combined with ground-based proofing (MRNFP 2003).

1.6.3. Scale of forestry interventions

To describe the underpinnings of the heterogeneity analysis, we conducted an analysis of silvicultural practices. We used the silvicultural treatment databases to obtain the scale at which silvicultural treatments are performed under both tenures. For the public forest, data was extracted from the system named "SEPI" (*Système d'Émission des Permis d'Intervention et du suivi des traitements sylvicoles*), which collects the information about all silvicultural treatments performed and admissible to public incentives. For the private

forest, the “SGFP” (*Système de Gestion des Forêts Privées*) compiled equivalent data, under the supervision of the regional agency of private forests. This non-profit organization allows woodlot owners to receive financial incentives from the government for silviculture performed under a management plan. Nearly 70 % of the private forest area is under this regime (OFBSL 2004). Total cuttings are not included in the databases of these two systems since they do not receive public incentives. We used our rasterized version of the SIEF database described above to obtain the scale at which total cuttings are performed under both tenures. Once the limits and constraints of all databases were integrated, we established the sole period which allowed a robust comparison, spanning from 1990 to 1999 inclusively.

All 196 possible silvicultural treatments were grouped into 5 treatment types based on their characteristics (Bérard and Côté 1996, Côté 2003a) :

1. site **preparation** work before plantation;
2. tree **plantation**, including complete stands and fill planting to increase stem density within existing plantations or naturally regenerated stands;
3. stand **education**, which includes pruning, cuts such as pre-commercial thinning, sanitation or improvement cuttings;
4. the **partial cutting** of stands, such as selection cutting or commercial thinning;
5. the **total cutting** of a stand, where all merchantable stems are harvested (clearcut).

1.6.4. Statistical analyses

Since the data were not normally distributed, we used Wilcoxon test to perform non-parametric, paired comparisons. The private and public share of every watershed constituted the pairs used. Statistical analyses were conducted using SYSTAT 11 software (Systat Software Inc., <http://www.systat.com>).

1.7. RESULTS

In total, 436 watersheds were delineated in the BSL region. We retained 22 watersheds that met our criteria, which represent 5.05 % of the total mapped, for analysis (figure 1.1). Superimposed with tenure, we obtained 713 watershed parts, of which 292 were under private woodlots tenure and 320 were under public industrial tenure, and the remaining under other tenures. For every watershed, the total area, the area under each tenure as well as the proportion of the watershed it represents are provided (table 1.4). "Other" tenure corresponds to community forest woodlots under management by regional or local public authorities, which we excluded from our analysis. For a detailed discussion of this tenure present in BSL, refer to Teitelbaum et al. (2006).

1.7.1. Landcover

Private and public lands differ in the mean proportion every landcover type occupies on the examined watersheds (figure 1.2). Agriculture is only present in private lands. Water bodies and roads cover a significantly greater proportion of private land than of public land. Of the remaining land area, there is significantly less productive forest in private than in public land. The analyses below were only performed on productive forest. Roads cover a significantly greater proportion of private than public land in the studied watersheds. If we consider only roads within productive forest, roads then still cover a significantly greater proportion in private forests than in public forests.

1.7.2. Permanent variables

The proportion of surface deposits types, mostly comprised of glacial, weathering and slope, was similar between tenures (figure 1.2). Drainage class distribution was also not significantly different. For slope, however, there is a significantly greater proportion of watersheds with a slope of 4-8 % in private than in public land. On the other hand, there is a significantly greater proportion of public watersheds in the 16-30 % slope class than in private ones.

1.7.3. Habitat loss and fragmentation

Habitat loss caused by human constructions such as roads, villages, cities as well as conversion of forest into agricultural land was greater on private land. This explains the significantly smaller amount of productive forest in private land (figure 1.2). Habitat loss induces a fragmentation of contiguous patches of productive forest. On average, contiguous patches of private productive forest are 109.80 ± 9.35 ha in size, which is significantly smaller than public forests where patches average at 328.14 ± 41.85 ha ($p < 0.001$). Therefore, private forest is more fragmented than the public forest.

1.7.4. Forest structure and composition

Young forests, either uneven-aged (Jin) or even-aged (classes 10 and 30) represent similar proportions of productive forests under each tenure (figure 1.3). Yet, regenerating stands (age class 10) are highly abundant whereas stands in the 30 years age class are in very low abundance (table 1.5).

Private forests have a significantly higher proportion of their productive forest in the 50 years age class compared to public (figure 1.3, table 1.5). Inversely, in the 70 years age class, public forest have a significantly higher proportion of their productive forest in comparison to private forests.

Public forests hold a significantly higher proportion of old, uneven-aged forests (Vin) than private forests (figure 1.3, table 1.5). Although not statistically significant, proportions are also higher for public forests in the 90 and 120 age classes, compared to private forests. This trend of lesser old forest under private forests is shown by smaller total area, presence in a smaller number of watersheds, as well as lower maximum values of proportion and patch size ranges compared to public (table 1.5).

Private forests have a significantly higher proportion of deciduous cover than public forest. Proportions of mixed cover are similar in public and in private lands (figure 1.3).

Consequently, proportions of coniferous cover are lower in private forests relative to public ones.

Combining age and cover to characterize stands (figure 1.3), we find that private forests have a significantly greater proportion of their cover that is deciduous in the young and middle age groups compared to public. Those trends give more details than the age structure, which showed no differences between tenures in the 10, 30 and Jin age classes (figure 1.3, table 1.5). Public forests, on the other hand, have a significantly higher proportion of coniferous cover in the middle and old age groups in comparison with private forests.

Height differs only in the 4-7 m and 7-12 m classes, where private forests have significantly more stands (figure 1.3). In both private and public forest, nearly 50 % of productive stands are in the 12-17 m height class.

There were no significant differences in the density structure between tenures (figure 1.3). In both private and public forest, the majority of productive stands have a density between 40 and 80 %.

1.7.5. Heterogeneity

Contiguous patches of forest bearing the same age class are systematically smaller in size within private forests than in public forest (table 1.5, figure 1.3). That difference is statistically significant in 3 of the 8 age classes (figure 1.3, table 1.5). The largest mean patches size is found in public forest, in the 50 and 70 years old classes. In private forest, the largest patches are in the 50 year-old class.

Combined age and cover were used to discriminate contiguous patches within the matrix. Mean patch size decreases but the trend remains: patches are systematically smaller in private forest (figure 1.3). The difference is statistically significant for 10 classes out of 11. The largest mean patch size is in middle age group (50 and 70 years combined), but more precisely in deciduous and mixed cover. As a result, we observed the same trend with

the other variables, cover, height or density: patches are smaller in private forests (figure 1.3). Yet we can detect further differences. The patches of deciduous cover under private tenure are larger in size relative to mixed or coniferous patches (figure 1.3). Although they represented nearly 50 % of all productive forest under both tenure (figure 1.3), stands of 12-17 m in height are on average much larger under public than private tenure (figure 1.3). And finally, when considering contiguous patches of same density class, they are relatively similar in size under private tenure, systematically smaller than under public tenure. The differences lie in the 40-60 % density class, where mean patch size is higher in public, compared private forest and other density classes in public forest (figure 1.3). The large values obtained for density and height contrast sharply with values obtained with the age-cover combination.

1.7.6. Scale of forestry interventions

Patch size of the 5 types of silvicultural treatments is significantly larger under public tenure, of several orders of magnitude, compared to private (figure 1.4). Private treatments are all near 2 ha in size except for partial cuttings, which are near 10 ha in patch size.

1.8. DISCUSSION

The setup used in this study, watersheds under two distinct forms of tenure within the same ecological region, provided a unique opportunity to compare the isolated impact of tenure on forest structure. On private land, the different settlement stages (*i.e.* township establishment, first colonies, proclamation of the village, canonical erection, post office) in the different villages within the selected watersheds occurred throughout a rather extended period, mostly in the late 1800's until the 1940's in the study area (Commission de la toponymie du Québec 1994). On public land, after early cuttings concentrated along main waterways to float the wood downstream, widespread industrial exploitation of timber occurred mostly in the second half of the twentieth century (Fortin and Lechasseur 1993,

Boucher et al. 2009). With a sample size of 5.1 % of the territory, the results we present are representative of the vast (22,637 km²) administrative region of BSL.

We are also confident that the differences we found between tenures on all variables are predominantly caused by the tenure regime. We did not find any differences in surface deposit or drainage between tenures. There was a barely significant difference in terms of slope, suggesting that private lands were found on more gentle slopes; yet the difference is of less than 5 %, so it could not be causal in the differences found in structure and composition we documented here. Therefore, the private and public parts of our watersheds could have yielded a similar forest, had they been submitted to a uniform forest management regime.

The selected watersheds are relatively similar to one another in terms of landcover as they mostly comprise productive forest. In the case of water, it is worth mentioning that two watersheds include very large lakes, which are mapped as private on our tenure map, hence biasing this result. Yet the portion of forest that has been converted to agriculture, roads and non-forested landcover is concentrated on private land. Hence habitat loss and fragmentation is several orders of magnitude greater on private property compared with public land. It is the major difference between tenures.

1.8.1. Habitat loss and fragmentation

If "fragmentation is the disruption of continuity" (Haila 1999), we therefore assert from our results that forests patches are less continuous under private tenure, and consequently that public forests have a higher degree of continuity. The comparatively high degree of fragmentation of the private forest has great implications for the ability of the ecosystem to deliver environmental goods and services such as biodiversity (Daily 1997, Fahrig 2003).

Agriculture is the greatest transformation and cause of habitat loss and fragmentation. The loss of habitat it entails is more damaging in terms of adverse effects on biodiversity

than fragmentation (Fahrig 2003). In BSL, agriculture only occurs on private land. Public land was conceded to individuals to favor settlement. It is a historical heritage, inherent to the private non-industrial woodlot tenure, which helps understand the current conditions and their origin. It also highlights the fact that, unless opposite legislation is in place, private tenure provides the owner with a complete freedom of action on their land and the ecosystems they carry. On the other hand, such freedom also allows owners to let forest regrow. In fact, more than 5 % of the productive forest on private land examined here originates from abandoned agricultural land. Consequently the "free" individual decisions are difficult to predict, and appropriate incentives can be effective tools to orient private landowners towards desired societal objectives (Langpap 2006, Janota and Broussard 2008). Therefore, perhaps the historical absence of constraints and incentives to guide the behavior of private owners towards the maintenance of existing forest cover is the ultimate cause of our observation rather than the tenure itself. Favoring agriculture for the purpose of settlement was the societal objective of the time.

Roads are the next most significant source of habitat loss and fragmentation. More roads are constructed on private land, even if we only consider forested land, to provide access to the territory. Since public forests are managed in large units, with total cuts of relatively large size performed, it requires a minimum road building effort, which in turn minimizes costs for the industry. On the other hand, private woodlots represent relatively small management units, and most landowners have a road running across their woodlots. These roads can service silvicultural operations, as well as other uses, such as accessing a cabin or a lake. Moreover, rural roads were built approximately every 1.6 km (1 mile) to provide access to each range and its lots, thus systematically increasing the road density. The social benefits of roads as an access to land, be it private or public, is important (e.g. for recreation, hunting, access to timber), but bears important ecological costs.

Our results are consistent with the findings of Woolmer et al (2008), who found greater human disturbances in areas that are analog to private land in BSL. They demonstrated that human settlements, roads and land use/land cover –variables we also

focused on –bear the most explanatory power of the Human Footprint, a tool used to map human influence on ecosystems. Land conversion (roads, agriculture, human settlements) are highly persistent sources of habitat loss and fragmentation, whereas clearcuts will eventually regenerate and restore forest cover continuity. We chose to focus our analysis of fragmentation on its permanent effects. Some studies (e.g. Spies et al. 1994) also suggest that the negative effects of fragmentation on private lands may be greater than on public land, yet they included clearcuts as contributing to fragmentation. We differentiated the effect of clearcuts and forestry operations as contributing to the heterogeneity of patches within the forest.

1.8.2. Heterogeneity and forestry

In addition to fragmentation, we investigated heterogeneity through the size of contiguous forest patches. Our results show a clear difference for higher heterogeneity, or smaller forest patches, under private tenure (figure 1.3). The question following such a finding was to verify if the difference was caused by the current management practices under each tenure. We found that for all treatment types, the size of intervention patches is significantly smaller under private tenure (figure 1.4.). We also found that the size of total cuts patches are not the same as the observed forest patch size. The public total cutting patch size (figure 1.4) is roughly half the size of age patch size or relatively the same size as age-cover patch size (figure 1.3). On the other hand, private total cuttings (figure 1.4) are roughly 4 times (age-cover) to 8 times (age) smaller than forest patches (figure 1.3). This suggests that over time, multiple total cuts aggregate with neighbors into larger patches.

This trend of higher fragmentation and less forest cover under private tenure was also observed in different brands of private and public tenure (Turner et al. 1996), or with possible interaction between tenure and permanent variables (Crow et al. 1999). The tendency of larger forest patches under public tenure was also shown using Landsat imagery (Spies et al. 1994), without any ground level measurement of the causative factor. By adding the anthropogenic dynamic, particularly the patch size that silvicultural

operations create, our study contributes with a significant milestone in understanding this trend.

1.8.3. Forest structure and composition

To understand the age structure that was observed for the BSL forests, we must first understand some of its history. The last spruce budworm outbreak (1975-1992) was quite severe in the region (Boulanger and Arseneault 2004), fought using aerial spraying of insecticide (first chemical, then biological *Bacillus thuringiensis*), and was followed by an extensive salvage cutting. With the combined epidemic and ongoing logging effort, the age structure of BSL forests under both forms of tenures has changed drastically away from historical characteristics (Boucher et al. 2009). We now have an overabundance of young forests and concomitant lack of old-growth forest under both forms of tenures, but more so in private forests.

Where tenures differ the most in their age class is in the commercially mature stands, which for BSL conifer-based industry, correspond to stands in 50 and 70 years age classes. Private forests have 34 % of their productive stands in the 50 years age class (or 40 to 60 years of age, on our 2001 map), and very in little older stands. This brings us back to the last settlement episode in the region, around 1930 and 1940. Logging and slash burning was performed to convert land to agriculture, and many escaped fires resulted (Blanchet 2003). A major portion of the deciduous stands we observed in private forest originated in that manner. This imprint, induced in the private forests of the BSL, is similar to what has been observed in a similar tenure setting in the boreal forest of Saskatchewan (Weir and Johnson 1998).

We also observe a difference in forest cover, where public forest has more conifer than private, while private forests have more deciduous stands. Considering that historically, the regional landscape was dominated by coniferous forest cover (Boucher et al. 2009), our observations show that private forests have shifted to be dominated by deciduous stands, then by mixed stands to a lesser extent. In contrast, public forests, which

are more similar to historical forests with their conifer dominance, still show a high degree of change in favor of deciduous and mixed stands when compared to 1930 records (Boucher et al. 2009). This forest cover difference between private and public tenures was present before the last spruce budworm outbreak (1975-1992), as shown by the map of the first decennial forest inventory (early 1970's). Since insecticide spraying was performed in relation to outbreak susceptibility (mature balsam fir occurrence) under both tenures, we believe that it somewhat slowed the conifer decrease, but did not significantly biased the forest cover difference we observed.

With the combined age-cover variable, we can further detect that the predominance of deciduous stands in private forests are in young and middle-age stands. So the historical disturbances human discussed above induced the establishment of deciduous forest. Trembling aspen (*Populus tremuloides*) is the predominant deciduous species in these deciduous stands, which is characteristic of forests frequently disturbed by logging and fire (Weir and Johnson 1998).

In essence, forests under both tenures have undergone considerable change, in terms of their structure and composition, away from historical patterns. Since there is no undisturbed forest in BSL that can serve as a control to describe natural dynamics, we must rely on historical data. As suggested by Kneeshaw et al. (2000), the contrasts between historical and current age structure and stand composition (e.g. Hessburg et al. 1999, Boucher et al. 2009) can serve in a coarse-filter strategy to asses threats to biodiversity. The watersheds examined have a drastically different age and cover structure than historically (Boucher et al. 2006, Dupuis et al. 2011) and even more so under private tenure. In their study of the effects of land ownership on biodiversity, Lovett-Doust and Kuntz (2001) also found that private land holds lower levels of biodiversity than public land. Considering the similarities between their case study and the BSL situation, we could further emphasize the concerns about highly fragmented and disturbed forests in the private woodlots of BSL.

Natural and human disturbance patterns in action under both tenures could probably help to explain the above trends in age and forest cover. In a complementary study (Morin et al. *In preparation*), we proceed to further investigation on silvicultural operations, which could enlighten us on how the types of stands are influenced by the different disturbances at a finer scale.

1.8.4. Summary

Based on our results, private woodlots are more problematic in terms of forest structure, composition, habitat loss, fragmentation and heterogeneity. Some of these issues are attributable to historical events, dating as far back as to the colonization of the region, which occurs only once in the course of the private forest history. Nowadays, private owners, though their regional union, are more engaged towards sustainable practices (Agences de Mise en Valeur des Forêts Privées 1999, Syndicat des producteurs forestiers du Bas-Saint-Laurent et al. 2004). Yet landowners still have a freedom to dispose of their land as they will, yielding a potentially diverse set of practices and effects on forest ecosystems. Our results thereby suggest a legitimate caution about privatization, and the need for concerted efforts, amongst private land owners at the regional and landscape levels, to ensure forest use outcomes that are ecologically optimal for the area as a whole.

Public management, on the other hand, scores higher for many of the chosen indicators. While it is perhaps better suited for conservation purposes (Gregory 1997), with more old forests and less heterogeneity, the studied public tenure does not satisfyingly fulfill social, economical nor environmental goals (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004).

1.8.5. Solutions

Behind both tenure regimes lie people that make decisions. The challenge is to incite them to make socially acceptable choices. Even private forests can provide public goods (Kline 2007), hence landowners must acknowledge and assume the stewardship role they

have in this sense. With respect to age, private land requires more energetic action than public, especially given the ecological importance of old forest (Kimmins 1997). Janota and Broussard (2008) have shown that landowners that perceive their forest as a long-term financial investment support policies more readily. Strategies for biodiversity conservation among private owners are useful to incite landowners act as stewards of their forests and of the environmental goods and services they produce, and thus benefit society as a whole while preserving valuable natural capital (Turner and Daily 2008). Cross-border coordination among private owners is an example of such a strategy (Schulte et al. 2008), as it "promotes the understanding that landowners are part of a broader landscape" (Janota and Broussard 2008). For example, by coordinating many neighboring landowners in retaining some stands that are connected at the landscape scale, we could reduce fragmentation and heterogeneity, or allow the creation of large, old forest patches

In general, to reach the decision-making individuals, our governance could use mixtures of institutional arrangements – or ways of organizing human activities – which will influence a variety of decision rules to shift incentives towards solutions that are deemed more socially acceptable (Dietz et al. 2003). This variety of institutions is consistent with the variety of tenures studied and the advantages and disadvantages they bear.

1.9. CONCLUSION

We show that with respect to biodiversity proxies, the public tenure as applied in BSL has a greater potential in terms of heterogeneity and old forest, while private woodlots pose a greater threat in terms of habitat loss and fragmentation. However, the indicators chosen are limited in number and measured at coarse filter scale, so further studies could investigate whether biodiversity elements measured at a finer scale follow the same trend. In addition, using newly available cartographic data, a nearly real-time monitoring of the respective biodiversity potential of tenures, as practices and environment continuously change, is now within hand's reach.

The value of regional spatial information that spans ownership, like this study provided, is crucial to guide our management and conservation decisions at the regional level (Kittredge et al. 2003). Yet it would be a naive oversimplification to suggest that public tenure should be preferred over private based on these results. The array of benefits provided by forests is wide (Daily 1997), and touches on all aspects of sustainability, environmental of course, but also social and economic. Research on all aspects must be integrated to optimally adapt the tenures in place in order to preserve and enhance the capacity of these ecosystems to deliver environmental goods and services.

1.10. REFERENCES

- Agences de Mise en Valeur des Forêts Privées.** 1999. Plan de protection et de mise en valeur de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent: Synthèse régionale, document de stratégie. Document de travail Agences de Mise en Valeur des Forêts Privées. [Online] http://www.agence-bsl.qc.ca/pdfppmv/strategie_synthese_regionale.pdf 41 pp.
- Agrawal, A.** 2001. Common property institutions and sustainable governance of resources. *World Development* **29**(10):1649-1672.
- Agrawal, A.** 2007. Forests, Governance, and Sustainability: Common Property Theory and its Contributions. *International journal of the commons* **1**(1):111-136.
- Agrawal, A., A. Chhatre, and R. Hardin.** 2008. Changing Governance of the World's Forests. *Science* **320**(5882):1460-1462.
- Archambault, L., C. Delisle, G. R. Larocque, L. Sirois, and P. Belleau.** 2006. Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir - yellow birch stands of the Lower St. Lawrence region, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **36**(11):2745-2755.
- Bérard, J., and M. Côté.** 1996. *Manuel de foresterie*. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy. 1428 pp.
- Berkes, F., D. Feeny, B. J. McCay, and J. M. Acheson.** 1989. The benefits of the commons. *Nature* **340**:91-93.
- Blanchet, P.** 2003. *Feux de forêt: L'histoire d'une guerre*. Éditions Trait d'Union, Montréal, Qc. 183 pp.
- Bohn, B. A., and J. L. Kershner.** 2002. Establishing aquatic restoration priorities using a watershed approach. *Journal of Environmental Management* **64**(4):355-363.
- Boucher, Y., D. Arseneault, and L. Sirois.** 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a pre-industrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **36**:505-517.
- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois, and L. Blais.** 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in eastern Canada. *Landscape Ecology* **24**(2):171-184.
- Boulanger, Y., and D. Arseneault.** 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **34**(5):1035-1043.

Bouthillier, L. 2001. Quebec: Consolidation and the Movement towards Sustainability. in M. Howlett, editor. *Canadian Forest Policy*. University of Toronto Press, Toronto.

Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. Rapport. Québec. 261 pp.

Commission de la toponymie du Québec. 1994. *Noms et lieux du Québec : dictionnaire illustré*. Publications du Québec, Sainte-Foy.

Côté, M. 2003a. *Dictionnaire de la foresterie*, Éd. spéciale 12e Congrès forestier mondial edition. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Sainte-Foy. 744 pp.

Côté, M. 2003b. *Dictionnaire of forestry*, XII World Forestry Congress special edition. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Sainte-Foy, Qc. 744 pp.

Crow, T. R., G. E. Host, and D. J. Mladenoff. 1999. Ownership and ecosystem as sources of spatial heterogeneity in a forested landscape, Wisconsin, USA. *Landscape Ecology* **14**(5):449-463.

Cumming, G. S., and G. Barnes. 2007. Characterizing land tenure dynamics by comparing spatial and temporal variation at multiple scales. *Landscape and Urban Planning* **83**(4):219-227.

Daily, G. C. 1997. *Nature's services : societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. xx, 392 pp.

Dansereau, J. P., and P. deMarsh. 2003. A portrait of Canadian woodlot owners in 2003. *Forestry Chronicle* **79**(4):774-778.

Dietz, T., E. Ostrom, and P. C. Stern. 2003. The Struggle to Govern the Commons. *Science* **302**(5652):1907-1912.

Dupuis, S., D. Arseneault, and L. Sirois. 2011. Change from pre-settlement to present-day forest composition reconstructed from early land survey records in eastern Québec, Canada. *Journal of Vegetation Science* **22**(3):564-575.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **34**:487-515.

FAO. 2007. State of the World's Forest 2007. ISBN 978-92-5-105586-1, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/docrep/009/a0773e/a0773e0700.htm> 144 pp.

FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. ISBN 978-92-5-106654-6, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/> 340 pp.

FAO. 2011. State of the World's Forest 2011. ISBN 978-92-5-106750-5, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e2000.htm> 164 pp.

Folke, C. 2007. Social–ecological systems and adaptive governance of the commons. *Ecological Research* **V22**(1):14-15.

Fortin, J.-C., and A. Lechasseur. 1993. *Histoire du Bas-Saint-Laurent*. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec. 860 pp.

Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. D. Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron. 2009. *Ecosystem management in the Boreal Forest*. Sainte-Foy, Québec : Presses de l'Université du Québec, Sainte-Foy, Québec.

Gilmore, D. W. 1997. Ecosystem management - a needs driven, resource-use philosophy. *Forestry Chronicle* **73**(5):560-564.

Gregory, S. V. 1997. Riparian Management in the 21st Century. Pages 69-85 in K. A. Kohm and J. F. Franklin, editors. *Creating a forestry for the 21st century : the science of ecosystem management*. Island Press, Washington, D.C.

Grondin, P., J. Blouin, and P. Racine. 1999. Rapport de classification écologique de sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers. 198 pp.

Haila, Y. 1999. Islands and fragments. Pages 234-264 in M. L. Hunter, editor. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. ; New York.

Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* **12**(2):321-334.

Haley, D., and H. Nelson. 2007. Has the time come to rethink Canada's Crown forest tenure systems? *The Forestry Chronicle* **83**(5):630-641.

Hessburg, P. F., B. G. Smith, and R. B. Salter. 1999. Detecting change in forest spatial patterns from reference conditions. *Ecological Applications* **9**(4):1232-1252.

Hunter, M. L. 1990. *Wildlife, forests, and forestry : principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J. xiv, 370 pp.

Hunter, M. L. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. ; New York. xiv, 698 pp.

Jaeger, J. A. G., H. G. S. V. Raumer, H. Esswein, M. Muller, and M. Schmidt-Luttman. 2007. Time series of landscape fragmentation caused by transportation infrastructure and urban development: a case study from Baden-Wurttemberg, Germany.

Ecology and Society **12**(1):22. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss21/art22/>.

Janota, J. J., and S. R. Broussard. 2008. Examining private forest policy preferences. *Forest Policy and Economics* **10**(3):89-97.

Kimmins, J. P. 1997. *Balancing act : environmental issues in forestry*, 2nd edition. UBC Press, Vancouver. 305 pp.

Kindscher, K., and N. Scott. 1977. Land Ownership and Tenure of the Largest Land Parcels in the Flint Hills of Kansas, USA. *Natural Areas Journal* **17**:131-135.

Kittredge, J., David B., A. O. Finley, and D. R. Foster. 2003. Timber harvesting as ongoing disturbance in a landscape of diverse ownership. *Forest Ecology and Management* **180**(1-3):425-442.

Kline, J. D. 2007. *Development effects on private forest management: a critical look at the evidence.* Pages 72-75. [Online] URL: <http://www.treesearch.fs.fed.us/pubs/29343> in D. N. Laband, editor. Emerging issues along urban/rural interfaces II: linking land-use science and society, conference proceedings. Forest Policy Center, Auburn University, Auburn, AL.

Kneeshaw, D. D., A. Leduc, P. Drapeau, S. Gauthier, D. Paré, R. Carignan, R. Doucet, L. Bouthillier, and C. Messier. 2000. Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *Forestry Chronicle* **76**(3):481-493.

Kohm, K. A., and J. F. Franklin. 1997. *Creating a forestry for the 21st century : the science of ecosystem management.* Island Press, Washington, D.C. xvi, 475 pp.

Langpap, C. 2006. Conservation of endangered species: Can incentives work for private landowners? *Ecological Economics* **57**(4):558-572.

Lovett-Doust, J., M. Biernacki, R. Page, M. Chan, R. Natgunarajah, and G. Timis. 2003. Effects of land ownership and landscape-level factors on rare-species richness in natural areas of southern Ontario, Canada. *Landscape Ecology* **18**(6):621-633.

Lovett-Doust, J., and K. Kuntz. 2001. Land ownership and other landscape-level effects on biodiversity in southern Ontario's Niagara Escarpment Biosphere Reserve, Canada. *Landscape Ecology* **16**(8):743-755.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Island Press, Washington, DC. [Online]: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. 137 pp.

Morin, P., L. Sirois, and L. Bouthillier. *In preparation.* Comparaison des retombées socio-économiques des petits lots de forêt privée et de la forêt publique : une étude de cas dans l'est du Québec.

MRN. 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999. ISBN: 2-550-38017-7, Ministère des Ressources Naturelles, Gouvernement du Québec, Charlesbourg, Qc, Canada. 276 pp.

MRNFP. 2003. Normes de Cartographie Écoforestière. Ministère des Ressources Naturelles de la Faune et des Parcs. Forêt Québec. Direction des inventaires forestiers., Québec, Qc. 95 pp.

MRNFP. 2004. Portrait Forestier de la Région du Bas-Saint-Laurent. Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs. Direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Québec. 114 pp.

NRCAN. 2006. The State of Canada's Forests 2005-2006: Forest industry competitiveness. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Ottawa, ON. [Online] URL: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/26336.pdf> 79 pp.

OFBSL. 2003. Rapport sur l'État de la forêt publique au Bas-Saint-Laurent. Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Qc. [Online] http://crebsl.org/documents/pdf/ofbsl/ofbsl-rapport_final_etat_fpub.pdf 128 pp.

OFBSL. 2004. Déclaration sur l'État de la forêt privée au Bas-Saint-Laurent. Rapport Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Qc. [Online] <http://ofbsl.net/Rapport%20final%20-%20etat%20foret%20privee.pdf> 106 pp.

Ostrom, E. 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**(39):15181-15187.

Robitaille, A., and J.-P. Saucier. 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional.* Direction de la gestion des stocks forestiers, et direction des Relations publiques, Ministère des Ressources naturelles du Québec. Publications du Québec., Sainte-Foy, Québec. 213 pp.

Schulte, L., M. Rickenbach, and L. Merrick. 2008. Ecological and economic benefits of cross-boundary coordination among private forest landowners. *Landscape Ecology* **23**(4):481-496.

Schulte, L. A., R. J. Mitchell, J. M. L. Hunter, J. F. Franklin, R. Kevin McIntyre, and B. J. Palik. 2006. Evaluating the conceptual tools for forest biodiversity conservation and their implementation in the U.S. *Forest Ecology and Management* **232**(1-3):1-11.

Spies, T. A., W. J. Ripple, and G. A. Bradshaw. 1994. Dynamics and Pattern of a Managed Coniferous Forest Landscape in Oregon. *Ecological Applications* **4**(3):555-568.

Syndicat des producteurs forestiers du Bas-Saint-Laurent, Fédération des Organismes de Gestion en Commun du Bas-Saint-Laurent, and Agence régionale de mise en valeur des forêts privées du Bas-Saint-Laurent. 2004. *Projet de développement durable de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent*. Rimouski. [Online] http://www.spfbsl.com/pdf/projet_de_developpement_de_la_foret_privée_du_bsl.pdf 2 pp.

Teitelbaum, S., T. Beckley, and S. Nadeau. 2006. A national portrait of community forestry on public land in Canada. *Forestry Chronicle* **82**(3):416-428.

Turner, M. G., D. N. Wear, and R. O. Flamm. 1996. Land Ownership and Land-Cover Change in the Southern Appalachian Highlands and the Olympic Peninsula. *Ecological Applications* **6**(4):1150-1172.

Turner, R. K., and G. C. Daily. 2008. The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resource Economics* **39**(1):25-35.

Vertinsky, I., and M. Luckert. 2009. *The Future of Forest Tenure Systems in Canada*. in Tomorrow's forest. Sustainable Forest Management Network.

Weir, J. M. H., and E. A. Johnson. 1998. Effects of escaped settlement fires and logging on forest composition in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **28**(3):459-467.

White, A., and A. Martin. 2002. Who owns the World's forests? 0-9713606-2-6, Forest Trends, Washington, D.C. (USA). [Online]: http://www.forest-trends.org/documents/publications/tenurereport_whoowns.pdf 32 pp.

Woolmer, G., S. C. Trombulak, J. C. Ray, P. J. Doran, M. G. Anderson, R. F. Baldwin, A. Morgan, and E. W. Sanderson. 2008. Rescaling the Human Footprint: A tool for conservation planning at an ecoregional scale. *Landscape and Urban Planning* **87**(1):42-53.

Table 1.1 Basic characteristics of each tenure, showing how the landbase is divided in each case. Since the study covers a 10 year time period (1990-1999), the number of management units as well as the number of users may have changed during that time, explaining that some metrics are presented as intervals or approximations.

	Private	Public
Total forest area (ha)	689598	1095103
Management units	Woodlots ¹	Common areas ²
Number of management units in the study area	~18735	15-18
Mean area (ha)	25,7	65787
(min-max)	(0.01 - 178)	(6524 - 259972)
Users	Woodlot owners	TSFMA holder ³
Number of users	~8400	33-36

¹ definition: Territory units, elaborated during the English regime, which are organized along ranges, within townships. A typical lot measures 1 mile (1.6 km) long by 13 chains (260 meters) wide.

² definition : TSFMA reference territory unit on Quebec public land in the management of forest resources, until March 31st 2008. Since this date, the *forest management unit* replaces the common areas.

³ definition : Timber supply and forest management agreement. "In Quebec, a contract that entitles its holder to obtain, each year, on the forest land described [common area] in the agreement, a forest management permit to harvest a volume of round timber of one or more species to supply his wood processing plant, on condition that he/she carries out silvicultural treatments to attain the annual yield indicated in the agreement for each area intended for forest production." (Côté 2003a)

Table 1.2 Landcover categories and their corresponding types of land.

Landcover category	Types of land included
Productive forest	<ul style="list-style-type: none"> • Forest land that is capable of producing merchantable timber • Stands regenerating after harvest • Abandoned agricultural land regenerating into forest
Agriculture	<ul style="list-style-type: none"> • Agricultural land
Water	<ul style="list-style-type: none"> • Lakes • Rivers • Permanent streams
Unproductive land	<ul style="list-style-type: none"> • Dry lands with sparse or absent forest cover • Alder stands • Wetlands
Non-forest	<ul style="list-style-type: none"> • Human settlements (cities, towns and villages) • Campgrounds • Quarries
Roads	<ul style="list-style-type: none"> • Permanent forestry and woodlot roads • Rural roads • Highways

Table 1.3 Description of forest structure and composition variables (MRNFP 2003).

Variable	Class	Value	Details
Age	Young	Jin	Young uneven-aged
		10	0 to 20 years, 1030*, 1050*, 1070*, 1090*, 10120*
		30	21 to 40 yrs, 3010*, 3050*, 3070*, 3090*, 30120*
	Middle	50	41 to 60 yrs, 5010*, 5030*, 5070*, 5090*, 50120*
		70	61 to 80 yrs, 7010*, 7030*, 7050*, 7090*, 70120*
		90	81 to 100 yrs, 9010*, 9030*, 9050*, 9070*, 90120*
	Old	120	>100 yrs, 12010*, 12030*, 12050*, 12070*, 12090*
		Vin	Old uneven-aged stand
Cover		No	No cover assigned, regenerating
	Deciduous	D	< 25% of conifer
	Mixed	M	25 – 75% conifer
	Conifer	C	> 75% conifer
Height			< 2 m, regenerating, excluded
		2-4m	Mean height of dominant and codominant trees in the stand.
		4-7m	
		7-12m	
		12-17m	
		17-22m	
		22m <	
Density			< 25% density excluded
		25-40%	Projection on the ground of the area covered by tree crowns in a given stand.
		40-60%	
		60-80%	
		80% <	

*two-storied stands

Table 1.4 Area of the 22 selected watersheds, with the area under each tenure and the corresponding proportion of the watershed.

Watershed	Area (ha)	Area (ha)			Proportion of area		
		Private	Public	Other	Private	Public	Other
1	5724.60	3030.72	2659.24	34.64	52.94%	46.45%	0.61%
2	6324.96	3139.28	2878.72	306.96	49.63%	45.51%	4.85%
3	7934.04	3483.24	4255.36	195.44	43.90%	53.63%	2.46%
4	4922.60	2801.80	1844.72	276.08	56.92%	37.47%	5.61%
5	7762.68	2985.40	3885.92	891.36	38.46%	50.06%	11.48%
6	4411.40	2106.00	2305.40		47.74%	52.26%	
7	4073.44	1794.04	2129.92	149.48	44.04%	52.29%	3.67%
8	1924.76	717.96	990.28	216.52	37.30%	51.45%	11.25%
9	3780.92	1585.72	2101.48	93.72	41.94%	55.58%	2.48%
10	8301.32	3654.96	4646.36		44.03%	55.97%	
11	6609.16	3673.92	2388.36	546.88	55.59%	36.14%	8.27%
12	4086.84	1753.72	2333.12		42.91%	57.09%	
13	2878.48	1385.76	1451.08	41.64	48.14%	50.41%	1.45%
14	4924.68	2851.60	2024.92	48.16	57.90%	41.12%	0.98%
15	6160.36	3719.36	2347.16	93.84	60.38%	38.10%	1.52%
16	4677.88	1920.68	2757.2		41.06%	58.94%	
17	3775.32	1964.48	1789.28	21.56	52.03%	47.39%	0.57%
18	5661.28	2644.44	2777.40	239.44	46.71%	49.06%	4.23%
19	6692.72	3332.80	2606.64	753.28	49.80%	38.95%	11.26%
20	5450.72	2199.64	3132.96	118.12	40.36%	57.48%	2.17%
21	7554.76	2654.28	3869.36	1031.12	35.13%	51.22%	13.65%
22	5759.8	3421.96	2298.28	39.56	59.41%	39.90%	0.69%
Total	119392.7	56821.76	57473.16	5097.8	48.14%	47.59%	4.27%

Table 1.5 Metrics of stand age for the 22 selected watersheds.

Age class	Total area (ha)	No. of watersheds	Proportion of watersheds (%)		Patch Size (ha)	
			Mean \pm SD	Range	Mean \pm SD	Range
Private						
Jin	5089	22	13.1 \pm 1.7	1.85 - 34.0	16.9 \pm 2.3	6.8 - 58.7
10	15270	22	33.4 \pm 2.2	18.74 - 54.8	18.5 \pm 3.0	7.7 - 67.6
30	3528	22	8.0 \pm 1.1	0.36 - 18.6	11.4 \pm 2.7	3.3 - 65.6
50	14505	22	33.9 \pm 2.0	9.99 - 59.8	27.5 \pm 2.7	7.5 - 61.9
70	1987	21	5.2 \pm 1.7	0.03 - 27.4	11.7 \pm 3.1	0.2 - 62.3
90	156	7	1.2 \pm 0.3	0.04 - 2.5	9.6 \pm 2.2	0.6 - 18.8
120	68	6	0.7 \pm 0.3	0.03 - 1.9	13.3 \pm 2.0	0.4 - 23.6
Vin	1657	22	4.1 \pm 0.7	0.01 - 11.3	6.3 \pm 3.5	0.2 - 30.2
Total	42260					
Public						
Jin	6007	22	12.7 \pm 2.3	1.22 - 35.7	31.7 \pm 5.5	3.5 - 93.9
10	17436	22	33.7 \pm 3.7	0.86 - 72.3	37.9 \pm 4.6	4.3 - 73.6
30	2945	19	6.3 \pm 1.5	0.25 - 24.5	15.7 \pm 2.6	2.2 - 37.9
50	9919	22	19.0 \pm 2.9	1.99 - 59.5	51.7 \pm 9.9	8.3 - 169.9
70	10118	22	18.1 \pm 2.7	3.99 - 46.9	50.0 \pm 11.8	8.8 - 249.6
90	661	13	2.5 \pm 1.3	0.01 - 17.7	15.7 \pm 5.0	0.1 - 57.1
120	346	9	1.7 \pm 0.6	0.43 - 5.8	22.1 \pm 3.5	4.8 - 16.7
Vin	4650	22	8.9 \pm 1.6	1.37 - 28.6	9.0 \pm 1.2	7.5 - 66.6
Total	52082					

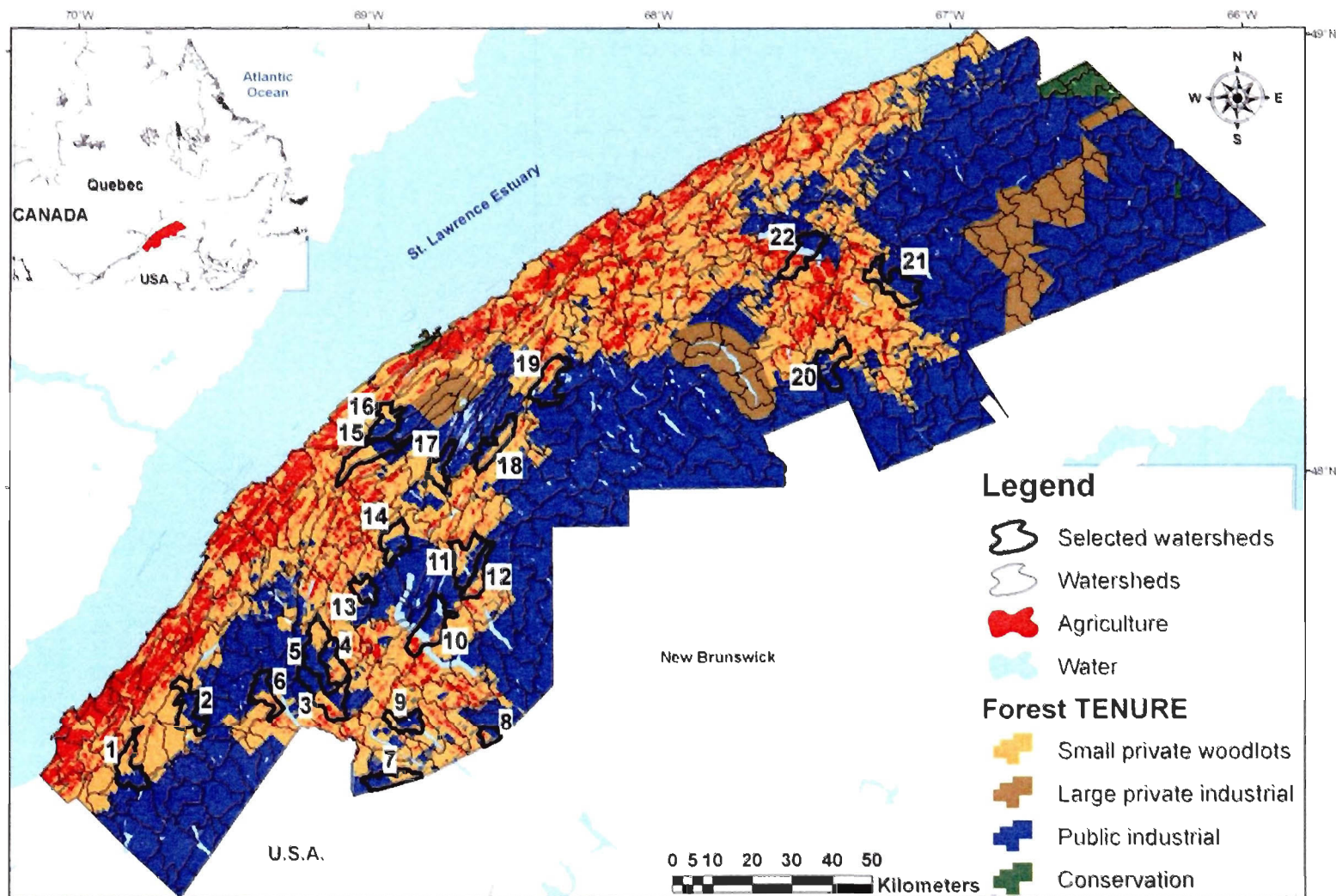


Figure 1.1 Map of selected watersheds in the Bas-Saint-Laurent region. Selected watersheds are within 35 and 65 % under each tenure.

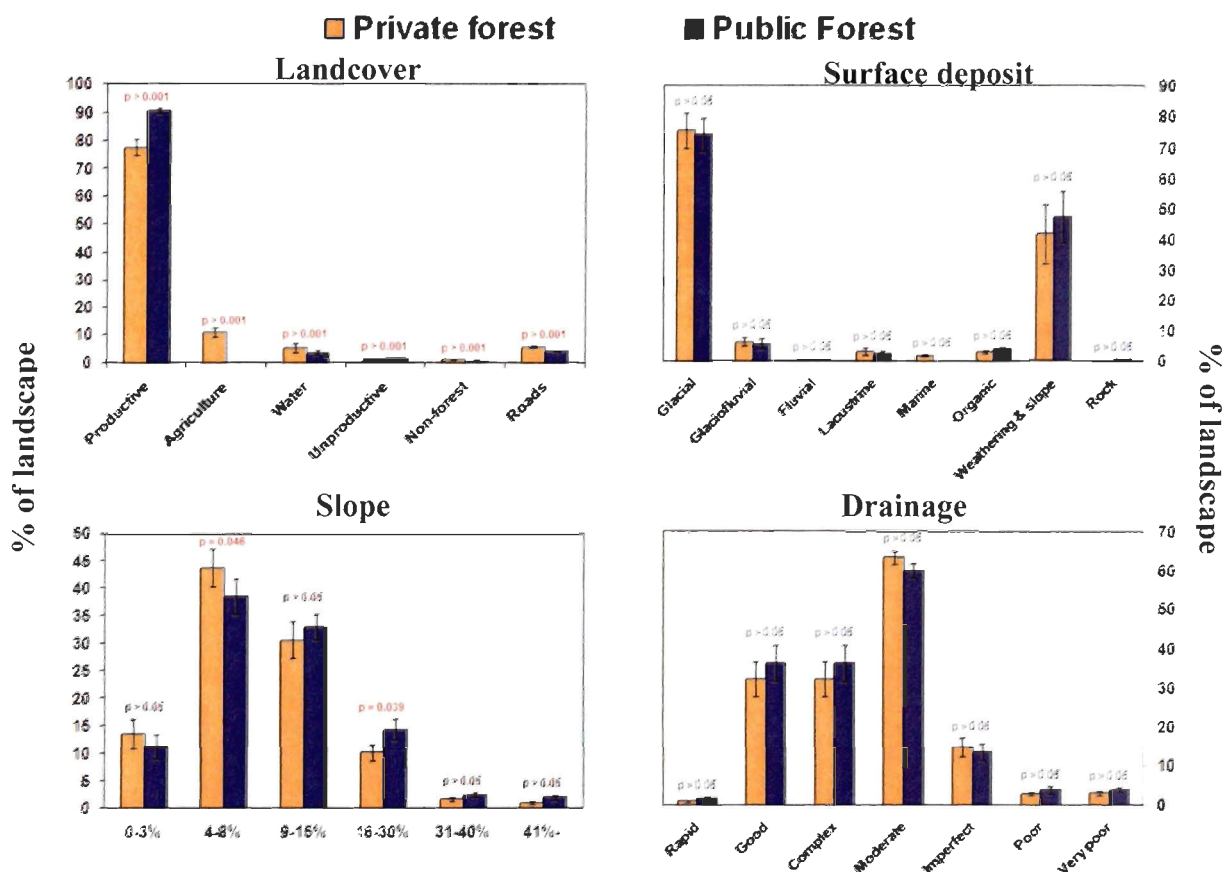


Figure 1.2 Mean proportion, for the 22 sample watersheds, of landcover types, surface deposits, and slope and drainage classes under each tenure. Significance levels of the difference between tenures, as values of p , are shown above each bar.

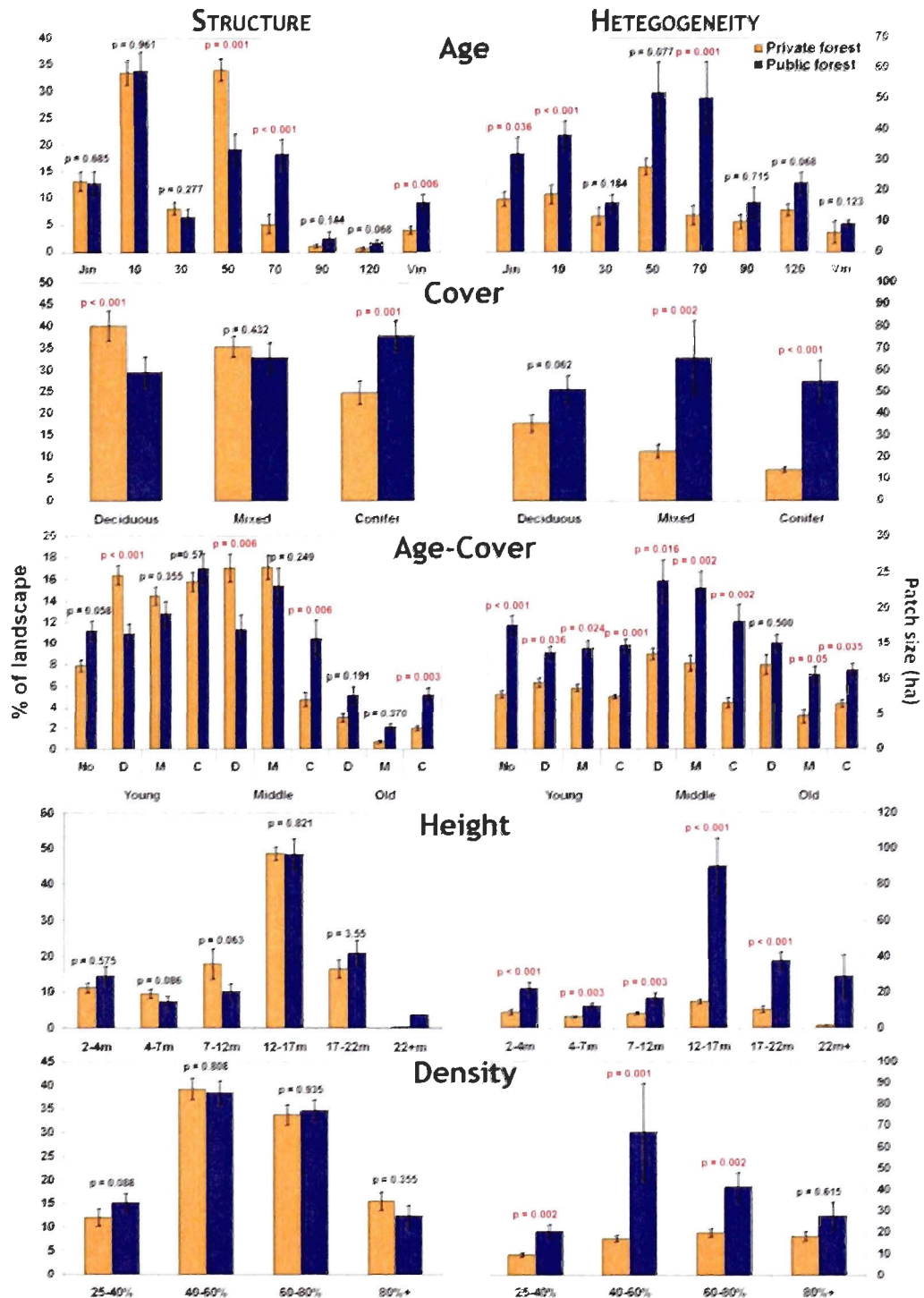


Figure 1.3 Composite graph showing age, cover, age-cover, height and density, for the 22 sampled watersheds. Structure is the mean proportion of productive forest in each variable class. For variables description, refer to table 3. Heterogeneity the size of contiguous patches of same class. Significance levels of the difference between tenures, as values of p , are shown above each bar.

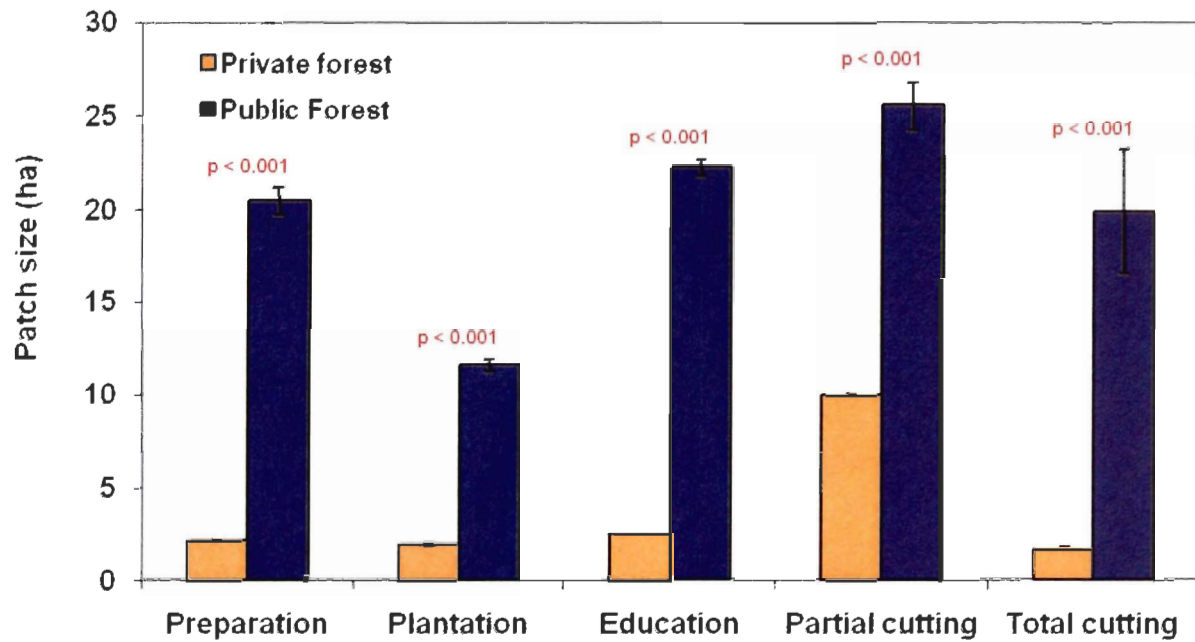


Figure 1.4 Mean patch size of the 5 silvicultural treatment types we identified. Significance levels of the difference between tenures, as values of p , are shown above each bar.

CHAPITRE 2

COMPARAISON DES RETOMBÉES SOCIO-ÉCONOMIQUES DES PETITS LOTS DE FORÊT PRIVÉE ET DE LA FORÊT PUBLIQUE : UNE ÉTUDE DE CAS DANS L'EST DU QUÉBEC

2.1 RÉSUMÉ

Devant la surexploitation des ressources forestières, la question de la gouvernance privée ou publique a polarisé le débat sur la durabilité de l'aménagement forestier. Cette étude vise à comparer les retombées socio-économiques des deux modes de tenure dominants de l'Est canadien. Nous utilisons une région écologiquement uniforme, mais divisée de façon quasi égale entre une tenure de petits lots boisés privés non industriels et une autre de grande forêt publique sous exploitation privée industrielle. Nos résultats démontrent une plus grande intensité d'aménagement, un plus grand recours à la coupe partielle, et une plus grande création d'emplois par superficie en forêt privée. Pour sa part, la mécanisation des opérations et le recours à la coupe totale sont plus importants en forêt publique. Les arrangements institutionnels de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent sont complexes, incluant des politiques d'occupation du territoire assorties d'incitatifs publics à l'aménagement. De plus, cette tenure est caractérisée par de petites superficies d'interventions sous la responsabilité d'un grand nombre d'individus interreliés par des outils de coopération. La forêt publique quant à elle est caractérisée par de grandes superficies avec nombre restreint de gestionnaires, et des affectations de territoires pour l'usage des ressources forestières non ligneuses. Ce sont donc ces arrangements institutionnels plutôt que la propriété elle-même qui engendrent ces avantages, ce qui réfute la supériorité alléguée de la privatisation des forêts entendue dans le débat de la tragédie des communaux.

Ce second article fut corédigé par moi-même, ainsi que par mon directeur Luc Sirois et mon codirecteur Luc Bouthillier. Suite à la révision par le jury de thèse, ce chapitre sera soumis à la revue canadienne de recherche forestière (*Canadian journal of forest research*).

En tant que premier auteur, ma contribution à ce travail fut l'entièreté de la recherche et des analyses et la rédaction. Luc Sirois, second auteur, a fourni l'idée originale qui a mené à l'élaboration du projet dans sa forme finale, a suivi et alimenté les différentes étapes d'analyses, a révisé plusieurs versions de l'article, et a assuré le financement du projet. Luc

Bouthillier, troisième auteur, a contribué à l'élaboration du devis de recherche, à la validation des analyses et à la révision des versions de l'article.

Une partie des méthodes et résultats de cet article ont été présentés à deux colloques : « De la gestion intégrée des ressources vers une gestion intégrée des ressources et du territoire : dialogue autour des modes de gestion et des modes de gouvernance », 78^e congrès de l'ACFAS, mai 2010, Montréal, Québec, « ECANUSA Forest Science Conference 2010 » à l'Université de Moncton, Campus d'Edmunston, en octobre 2010.

Comparaison des retombées socio-économiques des petits lots de forêt privée et de la forêt publique : une étude de cas dans l'est du Québec

« Nous sommes souvent plus limités dans notre quête d'amélioration de la gestion et de la conservation des forêts par notre incapacité à utiliser ce que nous savons et comprenons déjà que par toutes les nombreuses choses que nous ne savons pas déjà et comprenons inadéquatement. »
[traduction libre]³

-J.P. Kimmins (2008)

PATRICK MORIN^{1,2,3}, LUC SIROIS^{1,2} ET LUC BOUTHILLIER⁴

¹ Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée (CRFH), Université du Québec à Rimouski
<http://www.uqar.ca/foret-habitee/>

² Centre d'étude de la forêt (CEF), <http://www.cef-cfr.ca/>

³ Correspondances : Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée, Université du Québec à Rimouski 300, allée des Ursulines, Rimouski, Québec, G5L 3A1, Canada
patrick_morin01@uqar.qc.ca

⁴ Département des sciences du bois et de la forêt, Pavillon Abitibi-Price, Université Laval, Québec, Canada G1V 0A6, Canada

³ “We are often more limited in our quest to improve management and conservation of forests by our failure to use what we already know and understand than by all the many things that we do not yet know and understand inadequately.”

2.2 INTRODUCTION

La question des mérites respectifs de modes de tenure, privés ou publics, pour la gestion de l'exploitation des ressources naturelles est un débat qui a cours depuis plusieurs décennies (Burger et Gochfeld 1998, Hardin 1998, Lundgren et Burnet 1999, Worrell et Appleby 2000, Dietz et al. 2003, Kennedy 2003, Ostrom 2003, Ostrom et al. 2007). D'abord conceptualisé sous la forme de la « tragédie des communaux » (Hardin 1968), la virulence de ce débat s'accroît avec l'augmentation graduelle de l'empreinte écologique de l'humain sur les ressources du globe. Les pêcheries constituent un exemple clé (Hutchings 1996, Myers et al. 1997, Worm et al. 2009) de surexploitation, dont on étudie aujourd'hui encore les causes sans toutefois réussir à les empêcher systématiquement. Plusieurs tentatives d'explications se concentrent sur la gouvernance et débouchent sur des solutions universelles – des prétendues panacées – en faveur de l'une ou l'autre des tenures (Ostrom 2007).

La forêt, autre grande ressource naturelle souvent surexploitée à travers le globe, n'échappe pas à ce débat autour des tenures (Acheson 2000, Cashore et al. 2005, Agrawal 2007, Haley et Nelson 2007, Luckert et Vertinsky 2007, Vertinsky et Luckert 2009). Les forêts couvrent 4 033 060 000 ha des 13 009 550 000 ha de surface terrestre sur le globe, soit une proportion de 31 %, en déclin de 0,14 % annuellement (FAO 2011). Source de nombreux biens et services environnementaux (Millennium Ecosystem Assessment 2005), la forêt est partagée sous divers types de tenure afin qu'elle procure les différents bénéfices attendus par l'humanité. En 2010, les fonctions premières ou objectifs de gestion de ces forêts étaient, en ordre décroissant, la production (30 %), les usages multiples (24 %), l'absence d'usage ou l'usage inconnu (16 %), la conservation de la biodiversité (12 %), la protection du sol et de l'eau (9 %), les autres usages (7 %) et finalement les services sociaux (4 %) (FAO 2010). Chacun de ces usages est associé à un régime de tenure. Ainsi, 80 % des forêts de la planète sont sous tenure publique, 17,8 %, sont privées et 2,3 % sous d'autres formes de tenure (FAO 2010). Depuis 15 ans, on observe une tendance à la privatisation à l'échelle mondiale (White et Martin 2002, FAO 2010). Parmi les récents

changements de tenure forestière, on retrouve majoritairement des changements entre deux modes de propriété privée aux États-Unis et de la privatisation dans les économies en transition (Kant 2009b, a).

Les modalités de gouvernance des forêts sont désormais reconnues comme un élément central à comprendre pour expliquer le bilan de l'exploitation de ces écosystèmes (Dietz et al. 2003, Agrawal 2007, Ostrom 2007). Généralement, les différents modes de gestion forestière sont regroupés selon deux modes de tenure, qui est soit privée ou publique (White et Martin 2002). Cette dichotomie a eu tendance à polariser le débat concernant la soutenabilité de nos modes d'exploitation des ressources entre les tenants de la privatisation d'une part et ceux qui préconisent une régulation étatique (Cubbage 1997). Malgré la présence d'une littérature abondante sur le sujet, il n'y a pas d'unanimité entre les auteurs sur le lien entre le mode de tenure et la durabilité de l'exploitation des écosystèmes (Hardin 1968, Berkes et al. 1989, Hardin 1994, Burger et Gochfeld 1998, Hardin 1998, Ostrom et Field 1999, Dietz et al. 2003, Kennedy 2003, Berkes 2007). Ces débats sur les vertus propres aux modes de tenure privées et publiques sont très spéculatifs, et rarement appuyés sur des données empiriques, ce qui permettrait d'éclairer le choc entre ces philosophies politiques de gestion territoriale.

Il en est de même au Québec, une région dont l'industrie forestière a historiquement été ponctuée de crises (Fréchette 2009). Les diagnostics et la recherche de solutions s'y sont grandement faite en vase clos pour la forêt publique ou privée (Lortie et al. 1984, Audet 1988, Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2008), puisque les différences entre ces deux modes de tenure sont plus souvent démontrées de manière anecdotique que scientifique.

Les forêts privées du Québec sont minoritaires en superficie, couvrant un peu plus de 10 % de la province (Ministère des Ressources Naturelles 2002). Parallèlement, les forêts privées du Canada – qui compte 6 % de forêts privées – se concentrent à proximité des zones habitées puisque 80 % des forêts privées du pays se situent à l'est du Manitoba

(Ministère des Ressources Naturelles 2001). Au Québec, le mode de tenure dominant des forêts privées est la petite propriété forestière non industrielle, ce qui fait que 120 000 propriétaires se partagent les quelques 66 197 km² de forêts productives qu'elles couvrent (Audet 1988, Ministère des Ressources Naturelles 2002). Au départ concédées afin de coloniser le territoire, elles étaient considérées dans les années 1970-1980 comme surexploitées, en particulier au niveau des essences résineuses (Paillé et al. 1978, Lortie et al. 1984, Audet 1988).

De son côté, la forêt publique, couvrant près de 90 % du territoire forestier québécois est une spécificité canadienne qui remonte à l'occupation britannique du pays, d'où son appellation « terres de la Couronne » (Haley et Nelson 2007, Fréchette 2009). Malgré que les droits de coupes sur ces forêts aient été successivement concédés à des intérêts industriels privés, la propriété du territoire et les lignes directrices de sa gestion sont demeurées sous contrôle gouvernemental. Fait intéressant, malgré que la proportion de forêt privée canadienne soit faible, en valeur absolue, il n'y a que le Brésil et les États-Unis qui en contiennent davantage (Kant 2009b).

Dans le contexte forestier nord-américain, il est souvent proposé que les meilleures conditions organisationnelles pour produire de la matière ligneuse de façon compétitive se retrouvent sous propriété privée (McElligott 2003, Luckert et Vertinsky 2007), et qu'à l'inverse, la forêt publique est moins productive (Rotherham 2003). Cette vision repose en partie sur la perception que de la fonction première des petits lots de forêt privée est la production de matière ligneuse (Sedjo et Ostermeier 1978). Cette vision alimente les appels à la privatisation d'une grande part du patrimoine forestier public, sous prétexte que la forêt privée serait plus productive dans l'ensemble (Desrochers 2002, McElligott 2003). Quoique remise en question sous certains angles (ex: Agrawal 1996, Hall 1997, Kant 2009a), beaucoup de lumière reste à faire sur la privatisation afin de pouvoir juger objectivement de sa pertinence.

Cette étude vise à comparer les retombées socio-économiques des deux modes de tenure dominants de l'Est canadien : les petits lots privés non industriels et la grande forêt

publique industrielle sur des territoires aux caractéristiques très similaires dans une perspective écologique. Pour ce faire, nous comparerons les modes d'exploitation sylvicoles utilisés sous chaque tenure, notamment la diversité et la distribution des types d'interventions sylvicoles. Les retombées en termes d'emplois, de même que les incitatifs financiers qui sont associés aux interventions permettent de comparer de manière reproductible la contribution des deux modes de tenures à la production des services économiques et sociaux reliés à l'exploitation des forêts. Puisque la création d'emploi est un indicateur qui regroupe à la fois des retombées sociales et économiques, nous utilisons le terme retombées socio-économiques pour désigner conjointement les indicateurs retenus, la création d'emploi et les incitatifs financiers.

2.3 MÉTHODES

2.3.1 Aire d'étude

L'aire d'étude est la région administrative du BSL, dans la province de Québec, Canada (Figure 2.1). Cette région, localisée sur la rive sud de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, est d'une superficie totale de 22 637 km², dont 19 320 km² (85 %) sont sous couvert forestier. Le territoire y est principalement sous tenure publique (11 574 km², 51 %) ou sous tenure privée (11 105 km², 49 %). Ce partage presque égal des deux modes de tenures est une caractéristique singulière du territoire étudié, sans équivalent ailleurs dans l'Est canadien. Cependant, la région compte des superficies de grandes forêts privées industrielles et d'agriculture qui ne font pas partie de l'étude (figure 2.1). Les deux modes de gestion dominants étudiés ici sont les petits lots privés non industriels et la grande forêt publique industrielle, dont les superficies forestières à l'étude sont respectivement de 689 598 ha et de 1 095 103 ha.

2.3.2 Source des données

Les données sur les travaux sylvicoles provenant de deux systèmes de gestion totalement différents ont été combinées en une seule base de données pour permettre la comparaison. La période visée était la décennie 1990, donc de 1990 à 1999 inclusivement.

Cette plage correspond aux données disponibles : avant 1990, les données n'étaient pas informatisées sous les deux tenures, et au début de l'étude, les cartes les plus récentes qui permettaient une comparaison étaient de 2001. Les années 2000 et 2001 ont été exclues des analyses par la suite faute de données appariables.

Travaux sylvicoles

Pour la forêt publique, les données étaient comprises dans la base de données Système d'Émission des Permis d'Intervention et du suivi des traitements sylvicoles (SEPI) qui comptabilisait les travaux sylvicoles réalisés et admissibles aux incitatifs financiers, à l'exception des coupes totales. D'autre part, le Système de Gestion des Forêts Privées (SGFP) comptabilisait des données équivalentes sur les lots privés aménagés sous l'égide l'Agence régionale de mise en valeur des forêts privées du Bas-Saint-Laurent. Cet organisme à but non lucratif permet aux propriétaires d'avoir accès à des incitatifs financiers de l'État pour les travaux sylvicoles qui s'inscrivent dans un plan d'aménagement établi par l'agence. Près de 70 % de la superficie de petits lots privés est sous ce régime (Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent 2004). La période 1990-1999 est la seule durant laquelle toutes les informations pertinentes purent être compilées avec un degré satisfaisant de fiabilité.

Ces deux systèmes de données (SEPI et SGFP) comprenaient toutes les opérations ayant bénéficié d'incitatifs financiers de l'État. Afin d'obtenir un portrait exhaustif des travaux sylvicoles, notre étude devait inclure les coupes partielles et totales, qui ne font pas l'objet de tels incitatifs. Les méthodes décrites ci-dessous ont donc servi à combler ces lacunes.

Nous avons utilisé la base de données du Système d'Information ÉcoForestière (SIEF <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-cartes-sief.jsp>) du Québec pour répertorier toutes les coupes totales en forêt publique. Mais comme ce système est adapté à l'exploitation industrielle sous tenure publique, les parcelles de moins de 8 ha ne sont pas cartographiées. Conséquemment, les données issues de cette carte

introduisaient un biais en sous-estimant opérations de récolte sur de petites superficies, fréquentes sur les petits lots privés non industriels.

C'est pourquoi une mise à jour à plus fine échelle du SIEF sur le territoire privé, réalisée par l'OFBSL (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, <http://www.ofbsl.net>) a été utilisée dans cette étude. Construite à partir de photos aériennes (échelle 1 : 40 000) prises en 2001, ce raffinement de la carte écoforestière identifiait systématiquement, à une échelle de 1 : 10 000, toutes les coupes totales visibles de 4 ha ou plus dans chaque lot privé. De plus, l'analyse des photos aériennes permettait de détecter les peuplements ayant subi une récolte partielle, identifiés par une diminution évidente de la densité de peuplement depuis l'inventaire précédent. Par conséquent, cette analyse des photos aériennes était la seule méthode fiable de mesurer la pratique, courante, mais mal comptabilisée des coupes partielles en forêt privée. Ensemble, ces deux versions de la base de données écoforestières nous ont procuré le meilleur inventaire possible de la récolte partielle et totale au Bas-Saint-Laurent sous les deux types de tenures étudiées.

2.3.3 Analyse des données

Toutes les données ont été compilées et assemblées à l'intérieur d'une base de données Microsoft ACCESS®, qui a permis d'analyser les résultats. Comme il s'agit d'un inventaire complet des interventions sous chaque tenure durant cette période et non d'un échantillon, les résultats se prêtent à une comparaison directe ne nécessitant pas l'utilisation d'inférences statistiques.

Diversité des interventions sylvicoles

Nous avons comparé la diversité et l'importance spatiale de chaque type d'activité sylvicole pratiquée sous chaque tenure. Nous avons comparé quelle proportion de territoire fut soumise à chaque type de traitement, selon la tenure, pour obtenir les « paniers sylvicoles » respectifs. L'expression « panier sylvicole » se veut une analogie à un panier de produits (ou panier de consommation). C'est une notion utilisée notamment pour décrire la diversité de produits à la sortie d'une usine de transformation du bois. À des

fins de comparaison, nous employons l'expression panier sylvicole pour mettre en lumière les différences entre les tenures quant aux types de traitements sylvicoles appliqués. Puisqu'un traitement peut consister en plusieurs interventions, il est possible qu'une même surface de forêt fût soumise à un, ou plusieurs travaux sylvicoles, parmi les 5 types ci-dessous. La base de données n'étant pas géoréférencée, il n'était pas possible d'étayer les sommes d'hectares de travaux réalisés par le nombre d'hectares visés.

Tous les traitements sylvicoles répertoriés ont été regroupés dans l'un ou l'autre de 5 types (Bérard et al. 1996, Côté et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec 2003). Au total, il y avait 196 déclinaisons possibles de traitements, réunies en 33 groupes, eux-mêmes organisés en 5 types de traitements. Ces 5 types sont :

1. les travaux de **préparation** de terrain avant le reboisement artificiel;
2. la **plantation**, qui comprend le reboisement par la plantation d'arbres ou l'ajout de plants pour augmenter de la densité des plantations ou de peuplements régénérés naturellement;
3. l'**éducation** des peuplements, qui regroupe l'élagage et les traitements qui visent à assurer un rendement accru du peuplement, en sélectionnant dans la régénération établie les essences et les individus désirés, ce qui se fait par le truchement de coupes d'amélioration, d'assainissement, d'éclaircie précommerciale, etc.;
4. la **récolte partielle**, qui regroupe tous les types de récolte qui n'enlèvent qu'une partie des arbres d'un peuplement, par exemple les coupes de jardinage, de succession ou d'éclaircie commerciale;
5. la **récolte totale**, où tous les arbres du peuplement sont prélevés, à l'exclusion de la régénération préétablie.

Toutes les superficies traitées entre 1990 et 1999 ont été compilées, regroupées par type et additionnées. Toutefois, les superficies forestières de chaque tenure ne sont pas égales : il nous fallait donc ramener ces totaux sur une base proportionnelle. C'est pourquoi les totaux ont été divisés par la superficie forestière totale de chaque tenure, ce qui nous

donne les pourcentages de superficie associés à chaque type de travaux sylvicoles, pour chaque tenure.

Emplois

Dans cette étude, nous avons utilisé seulement la création d'emplois en forêt pour mettre les tenures en contraste. En effet, il y a beaucoup d'interactions entre les tenures en ce qui concerne les emplois induits. Par exemple, les usines de transformation utilisent du bois provenant des deux tenures sans qu'il y ait de trace subséquente de la provenance des bois lors des étapes de transformation et de mise en marché. De plus, les professionnels et techniciens des groupements forestiers œuvrent indifféremment en forêt privée ou publique. Conséquemment, la création d'emplois en forêt était un indicateur plus discriminant entre les tenures.

Le nombre d'heures de travail générées par hectare requis pour réaliser l'un ou l'autre des types d'activité sylvicole n'était pas directement compilé dans les bases de données utilisées dans cette étude. Par contre, la productivité, qui établit la relation entre un traitement sylvicole, le type de machinerie utilisée et le temps nécessaire pour réaliser chaque hectare était, elle, bien documentée par les gestionnaires régionaux de chaque tenure, et complétée au besoin par des taux publiés (Bouliane et al. 1996). Nous avons donc colligé et harmonisé toutes les valeurs afin de les appliquer aux superficies réalisées. Dans cette étude, la productivité est exprimée en jour-personne par hectare (j-p/ha) ou en semaine-personne par hectare (sem-pers/ha), à raison de 8 heures de travail par j-p, et de 5 j-p dans 1 sem-pers.

Incitatifs financiers publics

Autant en forêt privée qu'en forêt publique, un incitatif financier était offert pour les travaux d'aménagement (excluant la récolte partielle ou totale) afin de soutenir l'aménagement des forêts. Un projet dont la rentabilité se manifeste à long terme d'un point de vue individuel est moins intéressant qu'un projet rentable à court terme. C'est ce qui a motivé l'intervention de l'état. Ces sommes provenaient du gouvernement fédéral dans le cas du « Plan de l'Est » (Service canadien des forêts 1994), et du gouvernement provincial

pour ce qui est du budget de l'Agence de mise en valeur des forêts privées du BSL. Il est important de noter ici que le BSL était une des rares régions du Québec dont les propriétaires forestiers non-industriels ont bénéficié de programmes des deux paliers de gouvernements. Ces montants étaient comptabilisés dans la même base de données que les emplois, ce qui offre l'opportunité de juxtaposer ces investissements publics aux résultats d'emplois.

2.4 RÉSULTATS

Les deux systèmes de tenure à l'étude ont des caractéristiques contrastées (tableau 2.1). D'abord, la superficie forestière absolue est 59 % plus vaste sous tenure publique que privée. Aussi, les tenures sont caractérisées par deux échelles d'intervention opposées en fonction des superficies moyennes des unités de gestion, qui sont plus de 2500 fois plus grandes en forêt publique, alors que le nombre d'utilisateurs de matière ligneuse est environ 250 fois plus élevé en forêt privée.

2.4.1 Aménagement sylvicole réalisé

La superficie totale de forêt aménagée durant les années 1990 à 1999 par l'un ou l'autre des types de traitements sylvicoles a été de 192 479 ha en forêt privée, comparativement à 256 853 ha en forêt publique; cela représente respectivement 28 % et 23 % du territoire aménagé sur une période de 10 ans. Réparties selon les 5 types de traitements, les différences entre les paniers sylvicoles privé et public ressortent (figure 2.2 et tableau 2.2) : les travaux de préparation, de plantation et de récolte partielle sont proportionnellement privilégiés en forêt privée, alors que les travaux d'éducation et de récolte totale le sont en forêt publique. La proportion de la superficie forestière totale soumise aux 5 types de traitements est aussi ventilée par groupes de traitements, ce qui démontre l'hétérogénéité dans le recours aux différents groupes à l'intérieur des types (tableau 2.2). Certaines différences entre les tenures à l'intérieur d'un même type de traitement sont ainsi visibles, par exemple dans les travaux de préparation, où on utilise davantage le débroussaillage en forêt privée, alors que le scarifiage est lui plus utilisé en

forêt publique. À noter que pour les deux tenures, les travaux de récolte occupent une place prépondérante dans le panier sylvicole (7 % et 8,7 % des forêts privées et publiques en coupes totales, respectivement, sur 10 ans), suivis par les travaux d'éducation, quoique cette tendance soit plus prononcée en tenure publique. Cependant, la forêt privée se démarque puisque 8,6 % de sa superficie est soumise à une récolte partielle, comparativement à 1,5 % en forêt publique.

2.4.2 Emplois

La productivité associée à certains groupes de traitements est parfois similaire entre les deux tenures à l'étude, mais la moyenne par type de traitement démontre que le ratio de jours-personnes à l'hectare est systématiquement plus élevé en tenure privée (figure 2.3). En conséquence, la forêt privée crée davantage de semaines-personnes d'emplois pour chacun des types de travaux sylvicoles, en proportion de la superficie forestière totale par tenure (figure 2.4). Au total, tous types de travaux confondus et sur toute la période de 10 ans, la forêt privée crée 0.098 semaine-personne d'emploi par hectare, comparativement à 0.058 semaine-personne d'emplois par hectare en forêt publique. Dans la forêt publique, l'essentiel des interventions sylvicoles consistait en des travaux généralement mécanisés de récolte totale et d'éducation, lesquels y génèrent moins d'emplois que lorsque ces interventions sont appliquées selon les pratiques manuelles prévalant en forêt privée. On remarque aussi que les travaux d'éducation sont de loin ceux qui créent le plus d'emplois par unité de surface forestière pour les deux tenures.

2.4.3 Incitatifs financiers publics

Tout d'abord, rappelons encore que la récolte de bois n'est pas admissible aux incitatifs financiers publics à l'aménagement, puisque les revenus de la vente du bois sont réputés couvrir les dépenses. Cependant, la totalité de la récolte partielle de la forêt publique fait l'objet d'incitatifs financiers, alors que des 8,6 % de récolte partielle en forêt privée, 1,8 % fait l'objet d'un incitatif financier, et le reste, soit 6,8 %, n'est pas soutenu. C'est pour les travaux d'éducation que la majorité des sommes d'incitatifs financiers publics ont été versées (figure 2.5). Les montants pour soutenir la réalisation de travaux de

préparation avant reboisement et de récolte partielle furent plus élevés en forêt privée qu'en forêt publique (figure 2.5). Au niveau des travaux d'éducation, c'est en forêt publique que les incitatifs sont plus élevés.

2.5 DISCUSSION

Cette étude démontre qu'au cours de la décennie 1990-1999, les façons d'envisager les opérations sylvicoles en forêt privée et publique furent différentes au BSL. Ces approches divergentes trouvent leur source dans les modes de tenure respectifs : une petite forêt privée non industrielle et de grandes étendues de forêts publiques concédées par contrat à long terme à des industriels privés. Ces deux arrangements institutionnels poursuivent des objectifs différents en matière de production de bois, de création d'emploi, de responsabilité environnementale et d'occupation du territoire. Par conséquent, les résultats ne peuvent pas être les mêmes. Cette étude apporte donc une contribution au débat sur les avantages et inconvénients de ces deux modes de tenure.

Le contexte de l'industrie forestière durant cette décennie permet aussi de bien camper les résultats de cette étude et leur portée. Au début de la période à l'étude, la dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (1975-1992) tire à sa fin (Boulanger et Arseneault 2004). Les programmes de coupes de récupération qui découlent de cette épidémie (Ministère des Ressources Naturelles de la Faune et des Parcs 2004) ont permis de renforcer la capacité industrielle de transformation du bois dans la région. Les années 2000, quant à elles, ont marqué le début d'une crise dans l'industrie forestière qui a entre autres mené à une commission d'étude (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004) qui a démontré que les forêts québécoises étaient surexploitées avec pour résultat des baisses successives dans la possibilité annuelle de récolte des forêts, incluant celles du BSL. En résumé, cette étude se situe dans une période relativement favorable à l'industrie forestière, et nos résultats devraient être interprétés comme représentatifs d'une foresterie tournant à plein régime.

À notre connaissance, il s'agit d'une des premières études qui dresse un portrait factuel des effets socio-économiques des modes de tenures privé et public, et de surcroît à l'intérieur de territoires similaires en termes biophysiques, mais dont la seule différence est la tenure à laquelle ils ont été soumis historiquement. La région du Bas-Saint-Laurent offrait un territoire unique pour effectuer cette comparaison, dotée en plus de données précises à l'échelle des lots privés. Ces données raffinées nous ont permis d'effectuer une comparaison d'une grande fiabilité, qui tient notamment compte de l'échelle d'intervention propre à la tenure privée. Nos résultats montrent que les tenures privée et publique du territoire étudié ont des retombées socio-économiques très différentes à de nombreux égards.

2.5.1 Paniers d'interventions sylvicoles

Les contrastes les plus marqués de l'aménagement des forêts de l'une et l'autre des tenures se situent dans les interventions de récolte. La récolte partielle est pratiquée annuellement sur une plus grande superficie (0,86 %) que la récolte totale (0,7 %) en forêt privée, soit à un niveau comparable à la récolte totale en forêt publique (0,87 %). Cette tendance trouve vraisemblablement son origine dans l'idée partagée par plusieurs qu'il y a un intérêt public à investir dans l'aménagement des forêts privées (Cubbage 1997). Cette opinion est clairement affichée dans les préambules et analyses de comités visant à orienter les politiques gouvernementales (Paillé et al. 1978, Lortie et al. 1984, Audet 1988), de même que dans les objectifs de politiques publiques telles que le « Plan de l'Est » (Service canadien des forêts 1994), où nous décelons nettement l'intention de démontrer que l'on peut – et que l'on devrait – « cultiver » la forêt privée. Et la notion de cultiver sous-tend le maintien d'un couvert forestier, qui peut fournir une source régulière de revenus au propriétaire, un objectif auquel la récolte partielle est en mesure de répondre (Nyland 2005a). Ce lien est d'autant plus fort que ces politiques visaient l'enracinement des populations sur le territoire afin d'en assurer l'occupation (Bouthillier et Dionne 1995) ainsi que la résilience des communautés (Bouthillier 2001). Nos résultats indiquent que les pratiques en forêt privée sont cohérentes avec ces intentions.

Cette abondante récolte partielle en forêt privée s'explique par plusieurs facteurs. Un premier, déjà documenté, est la récolte partielle pour combler annuellement les besoins en bois de chauffage des propriétaires et d'un marché local, difficile à évaluer précisément (Stanek 2002). Nos données démontrent qu'un cinquième (1,8 % sur les 8,6 %) de la récolte partielle fait l'objet d'incitatifs financiers, et étaient par conséquent prescrites selon des objectifs de sylviculture. Le reste des volumes de bois qui sont prélevés par récoltes partielles le sont donc potentiellement en fonction des besoins en bois de chauffage, ainsi qu'en fonction des prix offerts par le marché local et les usines de transformation. Pour cette portion des volumes, le choix d'un régime de récolte demeure entier pour les propriétaires, qui ont ici massivement opté pour la récolte partielle dans ce contexte.

Un deuxième facteur découle des unités d'intervention de chacun de ces deux modes de tenure qui sont découpées à des échelles diamétralement opposées (tableau 2.1). Les propriétaires de lots sont très nombreux à gérer individuellement de petites superficies de forêts privées, et à l'inverse, un petit nombre de bénéficiaires de Contrats d'Approvisionnement et d'Aménagement Forestier (CAAF) se partagent de vastes territoires de la forêt publique pour la récolte du bois. Un choix stratégique se pose pour ces gestionnaires, entre des revenus massifs à court terme ou continus dans le temps. En effet, des études ont démontré qu'une coupe sélective apporte un flux de revenu plus constant et un gain supérieur à long terme, alors que le seul avantage d'une coupe totale est le gain financier à court terme (Nyland 2005b, Lussier 2009, Bohn et al. 2011). Nos résultats indiquent que les milliers de propriétaires ont choisi, à leur échelle qui est relativement restreinte, un flux continu de revenus et de bois plutôt que des gains à court terme. C'est à une échelle beaucoup plus vaste que les gestionnaires de la forêt publique assument la régulation dans le temps des revenus des coupes totales. Il semble que l'arrangement institutionnel combinant de petits lots boisés privés répartis entre un grand nombre de propriétaires ainsi que des politiques publiques claires, visant l'occupation du territoire et appuyées par des incitatifs financiers, ait engendré un régime sylvicole centré sur une récolte partielle offrant un flux de revenus plus régulier aux petits propriétaires forestiers.

En plus des interventions de récolte, nos résultats mettent en lumière des contrastes entre les tenures au niveau des autres travaux sylvicoles. D'abord, les travaux de préparation de terrain et de plantation, qui vont généralement de pair, sont proportionnellement plus utilisés en forêt privée que publique. Cela semble lié à l'intégration, dès 1987 puis de façon généralisée en 1990, d'une stratégie favorisant la régénération naturelle, au détriment de la plantation, dans les forêts publiques (Ministère de l'énergie et des ressources 1987, 1989, Ministère des Ressources Naturelles 1994), ce que la forêt privée n'a pas fait avant le début des années 2000 (Agences de Mise en Valeur des Forêts Privées 1999). Les travaux d'éducation ne suivent pas la même tendance, et occupent une place beaucoup plus importante dans le panier sylvicole public que privé. Du côté public, les travaux d'éducation consistent exclusivement en dégagement et en éclaircie précommerciale. Ces travaux sont utilisés dans des plantations et des peuplements naturels pour accélérer la croissance des jeunes plants. Dans la région, la forêt publique compterait davantage de peuplements en régénération naturelle qui ont donné des stocks différents à ceux attendus et nécessaires aux approvisionnements des usines (Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent 2003), ce qui expliquerait le recours plus prononcé aux travaux d'éducation de la forêt publique.

Les incitatifs financiers pour les travaux d'éducation, de préparation et de plantation (figure 2.5), affichent des proportions privées-publiques similaires aux paniers sylvicoles (figure 2.2), donc une tendance à une relative proportionnalité des incitatifs en fonction des superficies traitées. Cependant, cette proportionnalité ne se maintient pas dans les emplois créés.

2.5.2 Emplois

Dans le secteur forestier, la plupart des travaux sylvicoles (reboisement, débroussaillage, préparation de terrain, etc.) sont saisonniers, ce qui signifie pour les travailleurs le recours plus fréquent à l'assurance emploi (Stanek 1997, Chantier sur la saisonnalité 2010). Ainsi, la quantité d'emplois générés par l'exploitation forestière revêt une importance capitale.

Les travaux d'éducation sont le type d'intervention ayant généré le plus d'emplois. Au départ conçus pour augmenter la possibilité forestière, dans le cas de l'éclaircie pré commerciale, il a été démontré que cet effet ne s'est pas matérialisé à l'échelle du Québec (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004). De plus, on remarque que les incitatifs versés pour les travaux d'éducation étaient plus élevés en forêt publique, mais ont généré plus d'emplois en forêt privée.

À ce chapitre, les résultats de cette étude indiquent que la tenure privée détient un avantage considérable. Chaque hectare de forêt privée produit en moyenne 68 % plus de semaines-personnes de travail que le même hectare qui serait soumis au régime sylvicole typique de la forêt publique. Il faut 101,8 ha de forêt privée pour créer 1 semaine-personne d'emploi par année, alors que 171.3 ha de forêt publique seraient nécessaires pour arriver au même résultat. Cet avantage stratégique du potentiel de création d'emploi peut donc être remis à l'avant-plan, d'autant plus que nous démontrons ici qu'ils génèrent plus d'emplois par dollar investi si exécuté en forêt privée, comparativement à la forêt publique. Nos résultats confirment donc la rentabilité des investissements publics en forêt privée (Bouthillier 2001).

Cette différence dans la création d'emplois est due à la mécanisation, qui est moins importante en forêt privée que publique selon les bases de données utilisées pour cette étude. La mécanisation des opérations forestière, qui a particulièrement pour but d'augmenter l'efficacité, cause inévitablement une diminution dans le nombre de jours-personnes nécessaires pour accomplir un hectare de traitement. L'effet de la mécanisation est prépondérant sur les travaux de préparation avant plantation et d'éducation de peuplements. La petite taille des propriétés, et conséquemment des interventions (Morin et al. *In preparation*), concourt à cette tendance pour une moindre mécanisation des opérations en forêt privée.

Le maintien des opérations de récolte manuelles, telles que l'abattage à la scie à chaîne, est donc très cohérent avec les politiques qui accompagnent l'arrangement institutionnel de forêt privée, qui visent l'enracinement des populations et l'occupation du

territoire (Paillé et al. 1978, Lortie et al. 1984, Audet 1988, Bouthillier et Dionne 1995, Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004). Cependant, avec les difficultés de recrutement actuelles dans les métiers forestiers (Fréchette 2007), le vieillissement et la rareté grandissante de la main-d'œuvre dans le domaine (Stanek 1997), une certaine mécanisation serait inévitable.

Fait notable, le niveau de coopération est grand entre les propriétaires de boisés privés du Bas-Saint-Laurent. Les outils tels l'agence de mise en valeur des forêts privées, les organismes de gestion en commun (OGC) et le syndicat des producteurs de bois sont considérés comme une forme de coopération (Kittredge 2005), qui dans ce cas-ci se situe au niveau de la transmission de l'information, de l'élaboration des plans de gestion, du flux de main-d'œuvre qualifiée, ainsi que de la négociation des prix sur le marché. Même si cela peut sembler surprenant d'associer la coopération et la propriété privée, il n'en demeure pas moins que cela constitue un atout, qui pourrait servir d'exemple à suivre dans d'autres juridictions telles que les États-Unis (Kittredge 2005). Ces formes de coopération prédisposent la coordination des propriétaires pour l'atteinte des objectifs écologiques et économiques à l'échelle du paysage (Kittredge et al. 2003, Kittredge 2005, Schulte et al. 2008, Gass et al. 2009).

2.5.3 Production de biens et services

Production de bois

En 1990, au début de la période d'étude, on attendait des forêts québécoises qu'elles procurent des mètres cubes de bois et des emplois (Lortie et al. 1984, Audet 1988, Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004, Fréchette 2009), et ceci plus encore en forêt privée, vu sa proximité des zones habitées et des usines ainsi que sa plus grande productivité (Service canadien des forêts 1994). Cette volonté s'articule maintenant sur le principe de résidualité de la précédente Loi sur les forêts (art. 43) (Gouvernement du Québec 1986) et de l'actuelle Loi sur l'aménagement durable des forêts (art. 91) (Gouvernement du Québec 2010). Selon ce principe, les usines doivent d'abord

s'approvisionner à partir d'autres sources disponibles, notamment les bois de forêt privée, mais aussi à partir des forêts de proximité, des résidus d'usine ou de recyclage, et par la suite seulement combler leurs besoins à partir des bois de forêt publique. En considérant en plus les autres affectations du territoire public (figure 2.6), qui visent à répondre à d'autres besoins sociaux et environnementaux, cette volonté d'intensifier l'aménagement sylvicole en forêt privée est tout à fait cohérente.

Les résultats de notre étude permettent de dire que l'intensité de l'aménagement, en fonction de la proportion de la superficie totale visée, est plus grande en forêt privée avec 28 % comparativement à 23 % pour la forêt publique. Cette tendance est encore plus marquée si on retient seulement les travaux où il y a récolte d'arbres: récolte partielle, totale, et éducation. Conséquemment, avec une récolte par unité de superficie égale sous chaque tenure, les résultats de notre étude proposent que la forêt privée génère un plus grand volume de bois par hectare de forêt. Sous un autre angle de recherche, une étude régionale démontre pour la forêt privée une contribution aux approvisionnements des usines de l'ordre de 50 % alors qu'elle occupe 40 % de la superficie forestière productive du BSL (Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent 2005). Notre étude, grâce à son dispositif expérimental qui permet une comparaison des tenures sur une base égale, confirme donc le rôle important de la forêt privée pour la production de bois dans l'économie régionale.

Services environnementaux

À l'encontre des intentions politiques, les propriétaires privés disent ne pas posséder leurs terres avant tout pour y produire de la matière ligneuse, et qu'entre autres ils mesurent bien le rôle qu'ils peuvent jouer pour procurer des biens et services environnementaux à la société (Stanek 1994, National Research Council (U.S.) 1998, Rotherham 2003). Cela fait en sorte que les bénéfices respectifs attribués à chaque mode de tenure se doivent d'être plus nuancés. De plus, dans la dernière décennie, les attentes sociétales en ce qui a trait aux enjeux de biodiversité se sont accrues de façon générale (Kimmins 2008) tout comme à l'échelle de la région d'étude (Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent 2002).

La récolte partielle est aussi en accord avec le régime de perturbations naturelles qui mène la dynamique de ces forêts. On sait que la forêt préindustrielle dans la région était inéquienne, de structure irrégulière et vraisemblablement sous le contrôle d'un régime de perturbations secondaires, agissant sur des superficies restreintes et avec une sévérité variable, tels le chablis, les épidémies d'insectes et de rares feux (Boulanger et Arseneault 2004, Boucher et al. 2008). On pourrait donc avancer l'hypothèse que le régime de perturbation en marche en forêt privée, via sa forte propension à la récolte partielle, se rapproche davantage du régime naturel, ce qui est visé dans un régime d'aménagement écosystémique, comme le nouveau régime forestier québécois (Gouvernement du Québec 2010). Cependant, la reconstitution par simulation d'une forêt sous le régime naturel de perturbation de la région démontre que sa structure d'âge est dominée par les vieilles forêts (Lorimer et White 2003, Boucher et al. 2011). Contrairement à ce régime naturel, la structure d'âge actuelle de la forêt privée est dominée par les forêts en régénération ou d'âge moyen (Morin et al. *In preparation*). Par ailleurs, la structure d'âge de forêt publique, quoiqu'elle comporte plus de vieux peuplement résineux, est encore loin de la structure naturelle (Morin et al. *In preparation*). Il appert donc que certains paramètres du régime actuel, de part et d'autre de la limite des tenures, limitent la dominance des vieux peuplements.

La fréquence des perturbations est une variable clé dans de la dynamique forestière anthropique (Lorimer et White 2003, Bergeron et al. 2006). Au BSL, la récolte totale est pratiquée annuellement en moyenne sur 0,70 % de la forêt privée et 0,87 % de la forêt publique. En y additionnant les superficies partiellement perturbées (récolte partielle et éducation), on obtient des proportions respectives de 2,22 % et 1,81 % du territoire forestier perturbées annuellement, ce qui est supérieur au taux de 1,5 % reporté au Massachusetts, tout en tenant compte de l'intensité des activités de récolte qui y était comparable (entre 20 et 175 m³/ha, moyenne de 45 m³/ha) au régime que nous avons étudié (Kittredge et al. 2003). Le taux de récolte totale que nous avons mesuré correspond à une période de révolution de plus de 100 ans, ce qui est plus long que la dynamique anthropogénique du 20^e siècle dans la région, qui était en moyenne de 48 ans (Boucher et al. 2006). Cette étude,

tout comme d'autres (Archambault et al. 2006, Boucher et al. 2008, Dupuis et al. 2011) conduites à l'intérieur même de l'aire d'étude que nous décrivons ici, montre clairement que le rythme de récolte passé a causé une transformation radicale du couvert, réduisant notoirement la dominance historique de vieilles forêts résineuses. Le rythme des coupes semble cependant avoir ralenti vers la fin du 20^e siècle, entre 1976 et 2002 (Boucher et al. 2006), une tendance à l'intérieur de laquelle s'inscrivent nos résultats.

Il serait donc utile de modéliser le régime de perturbations décrit ici, en variant notamment la fréquence des interventions, pour vérifier notre hypothèse voulant que le régime privé de récolte se rapproche d'une gestion écosystémique. Cela pourrait éventuellement permettre d'ajuster la fréquence des interventions, notamment en forêt privée, mais aussi le panier sylvicole public. Comme l'objectif ultime de l'aménagement écosystémique est de diminuer les écarts avec la forêt naturelle, qui était uniforme avant l'établissement des tenures sur le territoire, le but sera identique de part et d'autre. Par contre, les moyens pour y parvenir devront nécessairement être différents, compte tenu des différences démontrées ici entre les régimes sylvicoles privé et public. Par exemple, la coordination entre propriétaires privés (Kittredge 2005) est proposée comme un moyen de limiter les effets de fragmentation des forêts privées, également documentés dans la région étudiée ici (Morin et al. *In preparation*). Ainsi, en combinant les avantages liés à la coopération à une telle coordination à plus grande échelle aux arrangements institutionnels décrits ici, il serait possible de les complexifier davantage afin d'en améliorer la durabilité (Dietz et al. 2003).

2.6 CONCLUSION

Nos deux modèles d'études ne sont donc pas, ni l'un ni l'autre, des panacées (Ostrom et al. 2007, Kant 2009a). Plusieurs études ont déjà ébranlé le dogme selon lequel la gestion forestière privée est supérieure à la gestion publique (Agrawal 1996, Grebner et Amacher 2000, Dietz et al. 2003, Ostrom 2003, Gueneau et Tozzi 2008). Les résultats de cette étude nous indiquent que, entre les milliers de petits propriétaires non industriels de lots, et une

tenure publique dont la gestion est confiée en exclusivité à quelques grands industriels, il n'y a pas de gagnant clair. Chaque modèle comportait des avantages ou des inconvénients selon l'indicateur étudié. Certes, la forêt privée comporte des avantages socio-économiques à plusieurs niveaux (coupe partielle plus proche de la dynamique naturelle, intensité de l'aménagement, flux de revenus constant à petite échelle, emplois), mais ces avantages ne sont pas le fruit de la seule propriété privée, mais d'arrangements institutionnels plus complexes, réunissant des incitatifs financiers publics, de petites superficies d'interventions sous la responsabilité d'un grand nombre d'individus interreliés par des outils de coopération. De plus, puisque cette étude utilise un nombre limité d'indicateurs, il serait pertinent d'approfondir la réflexion en élargissant le spectre de variables sociales et économiques. Donc, il serait très réducteur de conclure, à ce stade-ci, à la supériorité de la tenure privée et à encourager la privatisation, puisqu'il a été démontré que la privatisation des forêts et la performance financière ne vont pas de pair (Kant 2009b). D'autant plus qu'au niveau des indicateurs environnementaux, la forêt publique s'est avérée plus performante, notamment grâce à des écarts moins grands avec la forêt naturelle (Morin et al. *In preparation*). Il nous faudra donc aller plus loin, au-delà de la seule question de la tenure (Agrawal 2007).

À moins que la meilleure solution soit tout autre : tirer profit des forces de chaque tenure. Peut-être est-ce justement là où réside une des plus grandes forces qui démarque le Bas-Saint-Laurent par rapport aux autres régions forestières du Québec? La juxtaposition des deux tenures a apporté une plus grande diversité de bénéfices à la société que chacune individuellement. Cependant, les arrangements institutionnels des deux tenures demeurent perfectibles, afin que la forêt sous chaque tenure procure de façon optimale, et surtout complémentaire à l'autre tenure, des bénéfices à la société.

2.7 REMERCIEMENTS

Nous remercions l'Agence de mise en valeur de forêts privées du Bas-Saint-Laurent (Marc-André Lechasseur) et la direction régionale du Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs (Pierre Drolet et Carl Gagnon), l'Observatoire de la foresterie du

BSL (Luc Lavoie) ainsi que Oleg Stanek (UQAR-GRIDEQ) de nous avoir fourni les données de base nécessaires au projet et répondu à de nombreuses questions lors des analyses de celles-ci. Alain Caron une précieuse assistance technique lors de l'analyse des bases de données. Nous remercions les membres de la Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée, Yanick Gendreau et Arnaud Tarroux pour leur support et les réflexions qui ont enrichi cette analyse. Le support financier de ce projet provient de la Conférence régionale des éluEs du BSL, par le truchement de l'entente spécifique sur l'aménagement de la forêt régionale, et le syndicat des producteurs de bois du BSL. La Fondation de l'UQAR (FUQAR), et la bourse de recherche sur le développement de la région du Bas-Saint-Laurent FUQAR-Ville de Rimouski ont fourni un support financier au premier auteur.

2.8 RÉFÉRENCES

- Acheson, J.** 2000. Clearcutting Maine: Implications for the theory of common property resources. *Human Ecology* **28**(2):145-169.
- Agences de Mise en Valeur des Forêts Privées.** 1999. Plan de protection et de mise en valeur de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent: Synthèse régionale, document de stratégie. Document de travail Agences de Mise en Valeur des Forêts Privées. [Online] http://www.agence-bsl.qc.ca/pdfppmv/strategie_synthese_regionale.pdf 41. pp.
- Agrawal, A.** 1996. The community vs the market and the state: Forest use in Uttarakhand in the Indian Himalayas. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics* **9**(1):1-15.
- Agrawal, A.** 2007. Forests, Governance, and Sustainability: Common Property Theory and its Contributions. *International journal of the commons* **1**(1):111-136.
- Archambault, L., C. Delisle, G. R. Larocque, L. Sirois, et P. Belleau.** 2006. Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir - yellow birch stands of the Lower St. Lawrence region, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **36**(11):2745-2755.
- Audet, J.** 1988. La forêt privée: un potentiel à développer. Rapport du Comité Audet sur l'orientation de la politique relative à la forêt privée. Québec. 84 pp.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, O. Le Goff, D. Lesieur, et K. Logan.** 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **36**(11):2737-2744.
- Berkes, F.** 2007. Going Beyond Panaceas Special Feature: Community-based conservation in a globalized world. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**(39):15188-15193.
- Berkes, F., D. Feeny, B. J. McCay, et J. M. Acheson.** 1989. The benefits of the commons. *Nature* **340**:91-93.
- Bohn, K. K., R. D. Nyland, et R. D. Yanai.** 2011. Comparing selection system and diameter-limit cutting in uneven-aged northern hardwoods using computer simulation. *Canadian Journal of Forest Research* **41**(5):963-973.

- Boucher, Y., D. Arseneault, et L. Sirois.** 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a pre-industrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **36**:505-517.
- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois, et L. Blais.** 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in eastern Canada. *Landscape Ecology*: **24**(2):171-184.
- Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin, et P. Tardif.** 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. 21 p.
- Boulanger, Y., et D. Arseneault.** 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **34**(5):1035-1043.
- Bouliane, P. S., D. Cormier, J. Dunnigan, J. F. Gingras, J. MAranda, D. Masse, and P. S. Tremblay.** 1996. Opérations forestières Pages 1175-1225 in J. Bérard and M. Côté, editors. *Manuel de foresterie*. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy.
- Bouthillier, L.** 2001. L'impact des investissements publics en forêt privée. La Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent, Rimouski. 24 p.
- Bouthillier, L., et H. Dionne.** 1995. *La forêt à habiter : la notion de "forêt habitée" et ses critères de mise en oeuvre: rapport final au Service canadien des forêts (Région du Québec)*. Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec.
- Burger, J., et M. Gochfeld.** 1998. The tragedy of the commons: 30 years later. *Environment* **40**(10):4.
- Cashore, B., G. C. van Kooten, I. Vertinsky, G. Auld, et J. Affolderbach.** 2005. Private or self-regulation? A comparative study of forest certification choices in Canada, the United States and Germany. *Forest Policy and Economics* **7**(1):53-69.
- Chantier sur la saisonnalité.** 2010. *Fiche sectorielle – Aménagement forestier*. [En ligne] <http://saisonnalite.com/library/pdf/amenagement-forestier.pdf> (mise à jour au 15 décembre 2010) 5pp.
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise.** 2004. Rapport. Québec. 261 p.
- Côté, M., et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec.** 2003. *Dictionnaire de la foresterie*, Éd. spéciale 12e Congrès forestier mondial édition, Sainte-Foy.

- Cubbage, F. W.** 1997. The Public Interest in Private Forests: Developing Regulations and Incentives. Pages xvi, 475 in K. A. Kohm and J. F. Franklin, editors. *Creating a forestry for the 21st century : the science of ecosystem management*. Island Press, Washington, D.C.
- Desrochers, P.** 2002. Comment assurer le développement durable de nos forêts? Note économique n°24, Institut économique de Montréal. 4 pp.
- Dietz, T., E. Ostrom, et P. C. Stern.** 2003. The Struggle to Govern the Commons. *Science* **302**(5652):1907-1912.
- Dupuis, S., D. Arseneault, et L. Sirois.** 2011. Change from pre-settlement to present-day forest composition reconstructed from early land survey records in eastern Québec, Canada. *Journal of Vegetation Science* **22**(3):564-575.
- FAO.** 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. ISBN 978-92-5-106654-6, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/> 340 pp.
- FAO.** 2011. State of the World's Forest 2011. ISBN 978-92-5-106750-5, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e2000.htm> 164 pp.
- Fréchette, A.** 2007. The sustainable governance of common-pool resources: Property rights institutions and the social, political, and economic conditions affecting resource use outcomes. UQAM. 57 pp.
- Fréchette, A.** 2009. La gouvernance forestière au Québec : le défi du changement institutionnel dans les systèmes socio-écologique interdépendant. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* **Hors série 6 | 2009**, [En ligne], <http://vertigo.revues.org/index8948.html>. Consulté le 17 décembre 2009.
- Gass, R., M. Rickenbach, L. Schulte, et K. Zeuli.** 2009. Cross-Boundary Coordination on Forested Landscapes: Investigating Alternatives for Implementation. *Environmental Management* **43**(1):107-117.
- Gouvernement du Québec.** 1986. *Loi sur les Forêts*. Gazette officielle du Québec, editor. Éditeur officiel du Québec, Québec. 102 p.
- Gouvernement du Québec.** 2010. *Projet de loi n°57: Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*. Gazette officielle du Québec, editor. Éditeur officiel du Québec, Québec. 112 p.
- Grebner, D. L., et G. S. Amacher.** 2000. The impacts of deregulation and privatization on cost efficiency in New Zealand's forest industry. *Forest Science* **46**(1):40-51.

- Gueneau, S., et P. Tozzi.** 2008. Towards the privatization of global forest governance? *International Forestry Review* **10**(3):550-562.
- Haley, D., et H. Nelson.** 2007. Has the time come to rethink Canada's Crown forest tenure systems? *The Forestry Chronicle* **83**(5):630-641.
- Hall, O. F.** 1997. New Zealand's privatization of forest lands: Policy lessons for the United States and elsewhere? *Forest Science* **43**(2):181-193.
- Hardin, G.** 1968. The tragedy of the commons. *Science* **162**:1243-1248.
- Hardin, G.** 1994. The tragedy of the unmanaged commons. *Trends in Ecology & Evolution* **9**(5):199.
- Hardin, G.** 1998. Extensions of 'The Tragedy of the Commons.'. *Science* **280**(5364):682.
- Hutchings, J. A.** 1996. Spatial and temporal variation in the density of northern cod and a review of hypotheses for the stock's collapse. *Canadian Journal of Fisheries and Aquaculture Science* **53**(5):943-962.
- Kant, S.** 2009a. Recent global trends in forest tenures. *Forestry Chronicle* **85**(6):849-858.
- Kant, S.** 2009b. Sale of Canada's public forests: Economically non-viable option. *Forestry Chronicle* **85**(6):841-848.
- Kennedy, D.** 2003. Sustainability and the Commons. *Science* **302**(5652):1861.
- Kimmins, J. P.** 2008. From science to stewardship: Harnessing forest ecology in the service of society. *Forest Ecology and Management* **256**(10):1625-1635.
- Kittredge, D. B.** 2005. The cooperation of private forest owners on scales larger than one individual property: international examples and potential application in the United States. *Forest Policy and Economics* **7**(4):671-688.
- Kittredge, J., David B., A. O. Finley, et D. R. Foster.** 2003. Timber harvesting as ongoing disturbance in a landscape of diverse ownership. *Forest Ecology and Management* **180**(1-3):425-442.
- Lorimer, C. G., et A. S. White.** 2003. Scale and frequency of natural disturbances in the northeastern US: implications for early successional forest habitats and regional age distributions. *Forest Ecology and Management* **185**(1-2):41-64.
- Lortie, M., F. Côté, H. Fillion, L. Laneville, et M. Pleau.** 1984. L'avenir de la forêt privée. Rapport du comité de consultation sur l'avenir de la forêt privée au Québec. Ministère de l'énergie et des ressources, [Québec]. vii, 35 pp.
- Luckert, M., et I. Vertinsky.** 2007. Forest Privatization Should not be Censored from Debates about Forest Tenure Policies. *Forestry Chronicle* **83**(6):790-791.

- Lundgren, L., et P. Burnet.** 1999. The tragedy of the commons revisited. *Environment* 41(2):4.
- Lussier, J. M.** 2009. Changing our mental model from growing volume to producing value: The case of uneven-aged hardwood management. *Forestry Chronicle* 85(3):382-386.
- McElligott, P.** 2003. Creating win-wins in BC's forests ... Taking on the sacred cows. *Forestry Chronicle* 79(3):659-663.
- Millennium Ecosystem Assessment.** 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Ministère de l'énergie et des ressources.** 1987. *Guide d'utilisation de la coupe avec protection de la régénération (abattage manuel)*. Service des techniques d'intervention, editor. Gouvernement du Québec, Québec. 52 p.
- Ministère de l'énergie et des ressources.** 1989. *Guide d'utilisation de la coupe avec protection de la régénération (abattage mécanisé)*. Service des techniques d'intervention, editor. Gouvernement du Québec, Québec. 52 p.
- Ministère des Ressources Naturelles.** 1994. *Une stratégie - aménager pour mieux protéger les forêts*. Charlesbourg. 197 p.
- Ministère des Ressources Naturelles.** 2001. L'État des forêts au Canada: reflets d'une décennie 2000-2001. Service Canadien des Forêts, Ottawa, On, Canada. 105 p.
- Ministère des Ressources Naturelles.** 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999. ISBN: 2-550-38017-7, Gouvernement du Québec, Charlesbourg, Qc, Canada. 276 p.
- Ministère des Ressources Naturelles de la Faune et des Parcs.** 2004. Portrait Forestier de la Région du Bas-Saint-Laurent. Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs. Direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Québec. 114 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.** 2008. La forêt, pour construire le Québec de demain. Québec, Qc. 72 p.
- Morin, P., L. Sirois, et L. Bouthillier.** *In preparation*. Comparing the effects of private and public land tenures on the structure and heterogeneity of mixed forests, eastern Canada.
- Myers, R. A., J. A. Hutchings, et N. J. Barrowman.** 1997. Why do fish stocks collapse? The example of cod in Atlantic Canada. *Ecological Applications* 7(1):91-106.

- National Research Council (U.S.).** 1998. *Forested landscapes in perspective : prospects and opportunities for sustainable management of America's nonfederal forests*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Nyland, R. D.** 2005a. *Diameter-Limit Cutting and Silviculture in Northern Hardwoods*. L. S. Kenefic and R. D. Nyland, editors. Proceedings of the conference on diameter-limit cutting in northeastern forests. Gen. Tech. Rep. NE-341. Newtown Square, PA: U.S. Forest Service, Northeastern Research Station, Amherst, MA.
- Nyland, R. D.** 2005b. Diameter-limit cutting and silviculture: A comparison of long-term yields and values for uneven-aged sugar maple stands. *Northern Journal of Applied Forestry* **22**(2):111-116.
- Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent.** 2002. Valeurs que les gens du Bas-Saint-Laurent attribuent à la forêt publique. Rapport, Rimouski, Qc. 45 p.
- Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent.** 2003. Rapport sur l'État de la forêt publique au Bas-Saint-Laurent. Rimouski, Qc. 128 p.
- Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent.** 2004. *Déclaration sur l'État de la forêt privée au Bas-Saint-Laurent*. Rimouski, Qc. 106. [Online] URL: <http://ofbsl.net/Rapport%120final%120-%120etat%120foret%120privee.pdf>.
- Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent.** 2005. *Portrait et enjeux de l'industrie forestière au Bas-Saint-Laurent*. Rimouski, Qc.
- Ostrom, E.** 2003. How types of goods and property rights jointly affect collective action. *Journal of Theoretical Politics* **15**(3):239-270.
- Ostrom, E.** 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**(39):15181-15187.
- Ostrom, E., et C. B. Field.** 1999. Revisiting the commons: Local lessons, global challenges. *Science* **284**(5412):278.
- Ostrom, E., M. A. Janssen, et J. M. Anderies.** 2007. Going Beyond Panaceas Special Feature: Going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**(39):15176-15178.
- Paillé, G., A.-C. Leamy, Y. Barrette, M. Castonguay, P. Drolet, D. Langevin, M. Langevin, R. Lord, M. Pleau, et G. Vallée.** 1978. Rapport du groupe de travail sur la politique forestière relative aux forêts privées du Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des Terres et Forêts, Québec. 246 p.
- Rotherham, T.** 2003. Canada's privately owned forest lands: Their management and economic importance. *Forestry Chronicle* **79**(1):106-109.

- Schulte, L., M. Rickenbach, et L. Merrick.** 2008. Ecological and economic benefits of cross-boundary coordination among private forest landowners. *Landscape Ecology* **23**(4):481-496.
- Sedjo, R. A., et D. Ostermeier.** 1978. *Policy alternatives for nonindustrial private forests*. Society of American Foresters, [Washington] :.
- Service canadien des forêts.** 1994. *Le Programme de développement forestier de l'Est du Québec, 1983-1993*. Ste-Foy, Québec. 65 p.
- Stanek, O.** 1994. Propriétaires de lots boisés dans l'Est du Québec. Quelques résultats d'une enquête UQAR-Grídeq. 174 p.
- Stanek, O.** 1997. Les travailleurs forestiers du Bas-Saint-Laurent. UQAR-Grídeq, Rimouski. 255 p.
- Stanek, O.** 2002. L'impact de la récolte de bois de chauffage sur la possibilité forestière dans le Bas-Saint-Laurent: Résultats d'une enquête. UQAR-GRÍDEQ-Chaire de recherche sur la forêt habitée. 32 pp.
- Vertinsky, I., et M. Luckert.** 2009. *The Future of Forest Tenure Systems in Canada*. Tomorrow's forest. Sustainable Forest Management Network.
- White, A., et A. Martin.** 2002. Who owns the World's forests? 0-9713606-2-6, Forest Trends, Washington, D.C. (USA). [Online]: http://www.forest-trends.org/documents/publications/tenurereport_whoowns.pdf 32 p.
- Worm, B., R. Hilborn, J. K. Baum, T. A. Branch, J. S. Collie, C. Costello, M. J. Fogarty, E. A. Fulton, J. A. Hutchings, S. Jennings, O. P. Jensen, H. K. Lotze, P. M. Mace, T. R. McClanahan, C. Minto, S. R. Palumbi, A. M. Parma, D. Ricard, A. A. Rosenberg, R. Watson, et D. Zeller.** 2009. Rebuilding Global Fisheries. *Science* **325**(5940):578-585.
- Worrell, R., et M. C. Appleby.** 2000. Stewardship of natural resources: Definition, ethical and practical aspects. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics* **12**(3):263-277.

Tableau 2.1 Caractéristiques de base de chaque tenure, en exprimant la superficie en fonction des paramètres de gestion. Puisque l'étude couvre une période de 10 ans, le nombre d'unités de gestion ainsi que le nombre d'utilisateurs les exploitant ont pu varier au cours de cet intervalle, ce qui explique que certaines données sont présentées sous forme d'intervalles ou d'approximations.

	Privée	Publique
Superficie forestière totale (ha)	689 598	1 095 103
Unités de gestion	Lots ¹	Aires communes ²
Nombre d'unités de gestion dans le territoire étudié	~18735	15-18
Superficie (ha) moyenne (min-max)	25,7 (0,01 - 178)	65787 (6524 - 259972)
Utilisateurs	Propriétaires de lots	Bénéficiaires de CAAF ³
Nombre d'utilisateurs	~8400	33-36

¹ définition : Unités de territoire, élaborées durant le régime Anglais, qui sont organisées en rangs à l'intérieur de cantons. Un lot type mesure 1 mile (1,6 km) de longueur sur 13 chaînes d'arpenteurs (260 mètres) de largeur.

² définition : Principale unité territoriale de référence du domaine de l'État québécois pour la gestion des ressources forestières, l'approvisionnement des usines et l'aménagement des forêts jusqu'au 31 mars 2008. Depuis cette date, l'unité d'aménagement forestier (UAF) remplace l'aire commune.

³ définitions : « Au Québec, contrat qui confère à son bénéficiaire le droit d'obtenir annuellement, sur un territoire forestier qui est déterminé, un permis d'intervention pour la récolte d'un volume de bois ronds d'une ou de plusieurs essences en vue d'assurer le fonctionnement de son usine de transformation du bois et de réaliser des traitements sylvicoles permettant d'atteindre le rendement annuel prévu au contrat pour chaque aire destinée à la production forestière. » (Côté et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec 2003)

Tableau 2.2 Proportion de la superficie forestière totale de chaque tenure soumise à chacun des 33 groupes de traitements sylvicoles sur 10 ans (1990 à 1999). Les groupes de traitements sont classés sous 5 types de traitement.

Type de traitement	Groupe de traitement	Proportion de la tenure (%)	
		Privée	Publique
Préparation	Brûlage	0,00035	
	Déblaiement	0,96001	1,05871
	Débroussaillage	1,34822	0,00931
	Désherbage	0,17748	
	Écraseur		0,20948
	Gyrobroyeur	0,00099	
	Labour + Herse	0,01776	
	Préparation	0,17627	
	Préparation chimique	0,01340	
	Scarifiage	0,20049	0,84576
	Sous-total Préparation	2,89497	2,12327
Plantation	Plantation	3,27815	2,52378
	Regarni	0,78252	0,69856
	Sous-total Plantation	4,06067	3,22234
Éducation	Coupe d'amélioration	0,19255	0,02466
	Coupe d'assainissement	0,00233	
	Dégagement	1,91038	4,61582
	Éclaircie Pré-Commerciale	1,77314	3,24855
	Élagage	0,01315	
	Entretien chimique	1,48672	
	Paillis	0,00336	
	Protecteur spirale	0,00140	
	Taille	0,00463	
	Sous-total Éducation	5,38766	7,88903
Récolte Partielle	Coupe de jardinage	0,22987	0,97105
	Coupe de préjardinage		0,17469
	Coupe de succession	0,48146	
	Coupe d'ensemencement	0,11096	0,12739
	Coupe partielle	6,76887	0,01342
	Éclaircie Commerciale	0,96712	0,21888
	Sous-total Récolte Partielle	8,55829	1,50543
Récolte Totale	Coupe avec Protection de la régénération et des sols	0,12374	7,62575
	Coupe avec réserve de semencier	0,00093	0,07422
	Coupe de récupération		0,00004
	Coupe par bandes	0,00106	0,03543
	Coupe totale	6,88441	0,95400
	Élimination de tiges résiduelles	0,00008	0,02516
	Sous-total Récolte Totale	7,01023	8,71460
Grand Total		27,91182	23,45467

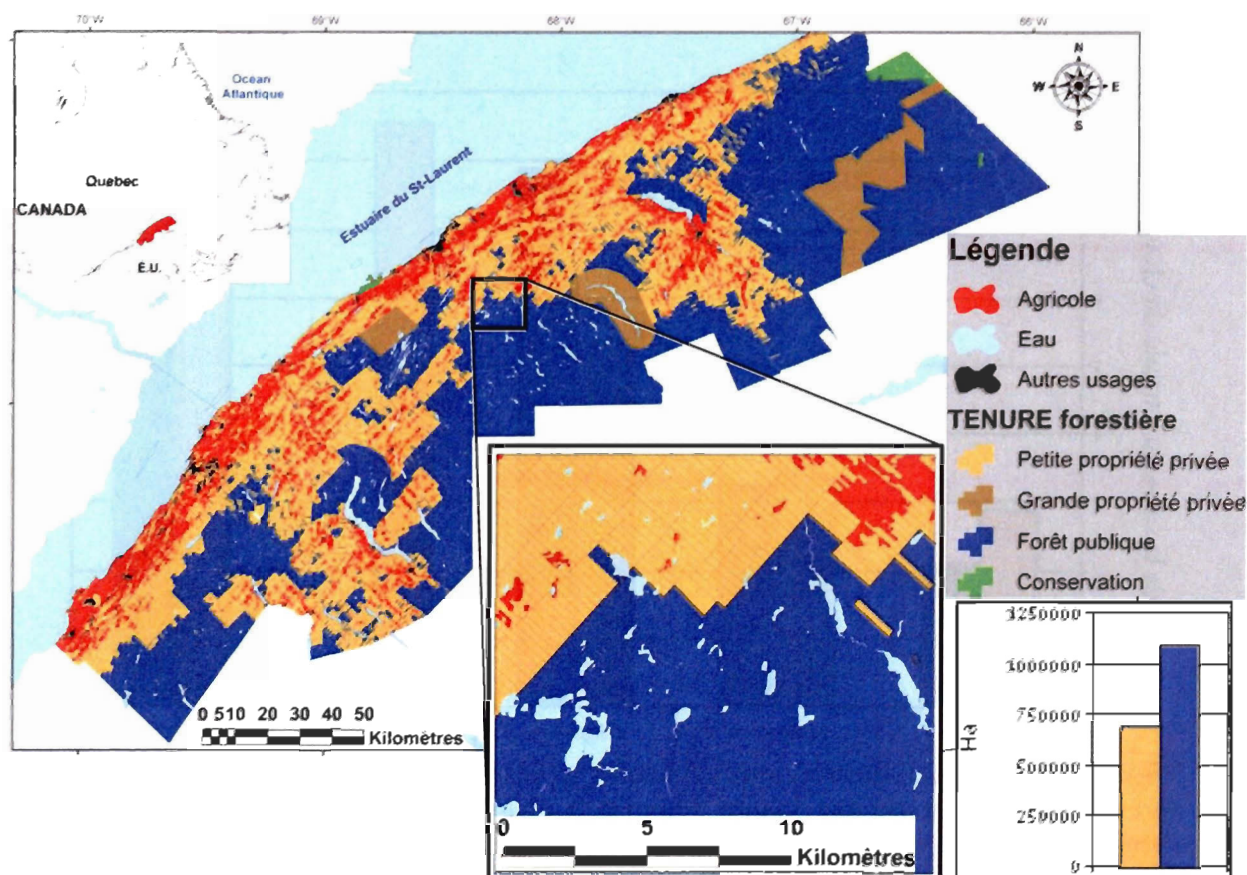


Figure 2.1 Présentation des tenures de l'aire d'étude, la région administrative du Bas-Saint-Laurent, Québec, Canada. L'agriculture, les étendues d'eau et les usages du territoire autres que forestiers sont représentés. Les territoires forestiers sont représentés selon leur tenure, où à petite forêt privée et la grande forêt publique occupent la grande majorité du territoire. Un agrandissement montre l'échelle du découpage des lots privés comparativement à la forêt publique. La superficie forestière de ces deux tenures, qui sont de 689 598 ha en petits lots privés non industriels et de 1 095 103 ha en grande forêt publique industrielle, est représentée par un histogramme

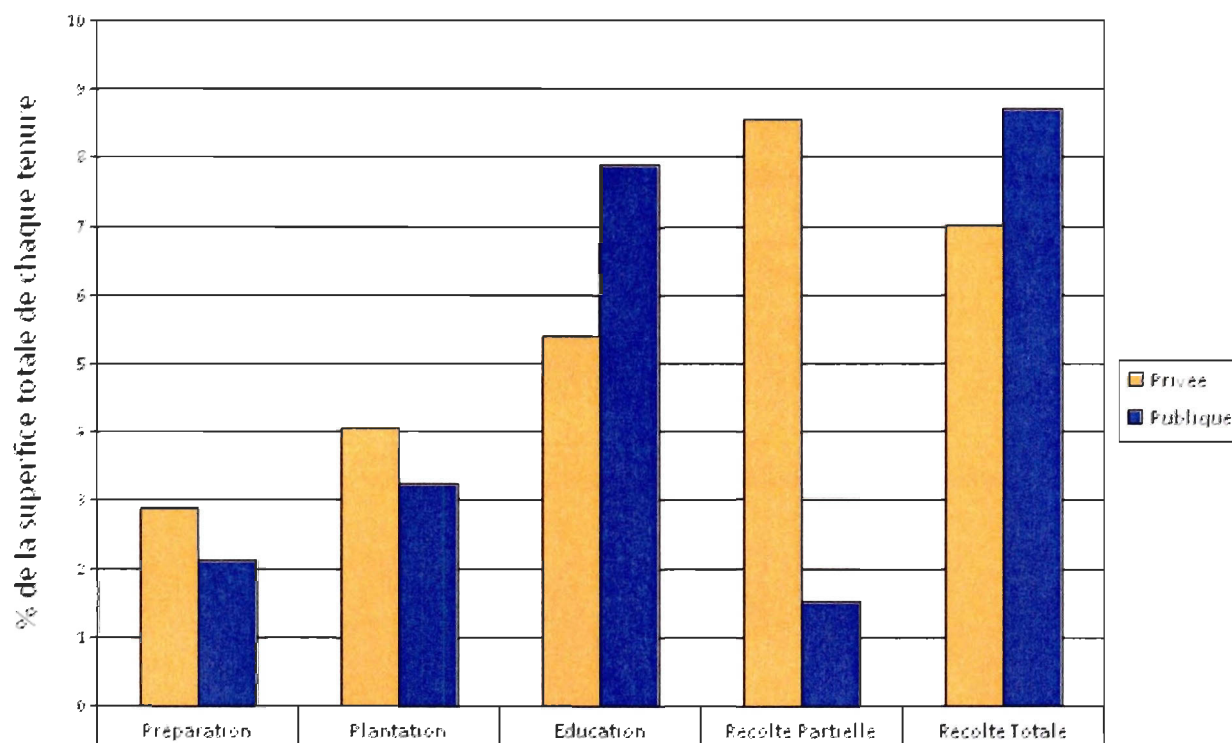


Figure 2.2 Paniers d'interventions sylvicoles représentés par la proportion de la superficie forestière totale de chaque tenure soumise à chacun des cinq (5) types de traitement sylvicole. Au total, respectivement 28 % et 23 % des superficies forestières totales de forêt privée et publique ont été soumises à un traitement sylvicole entre 1990 et 1999.

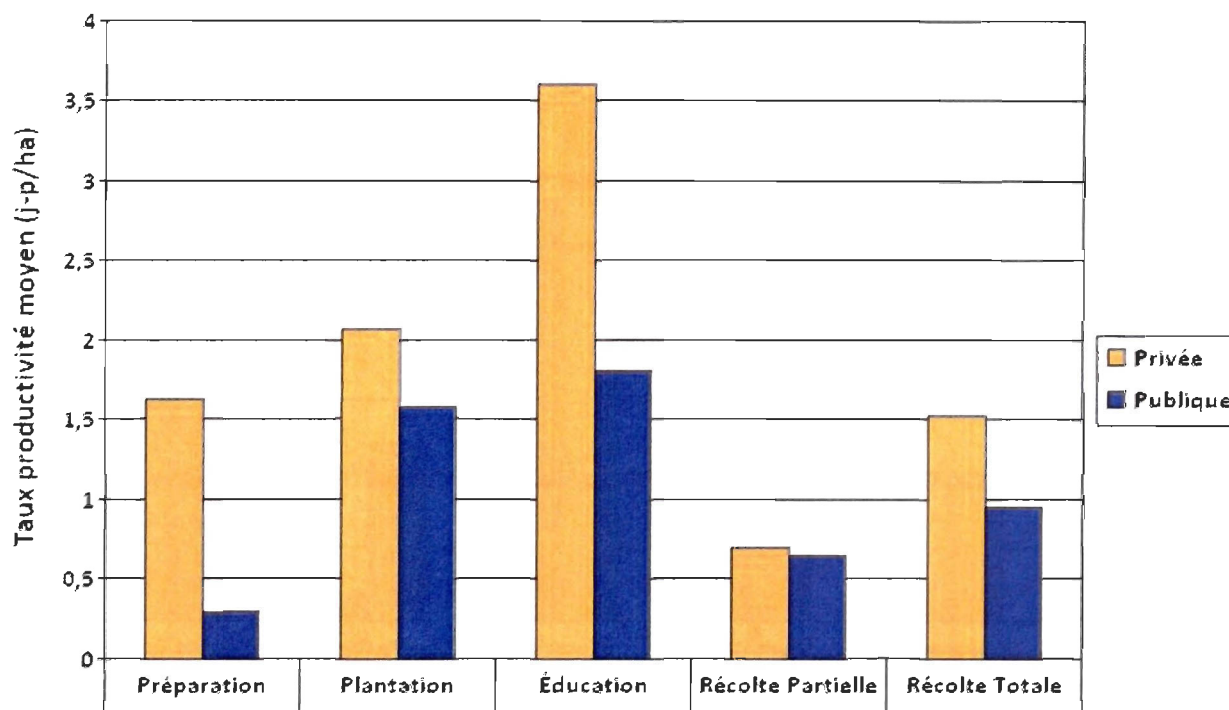


Figure 2.3 Taux de productivité, appliqués aux superficies de traitements sylvicoles pour obtenir les emplois générés. La productivité est exprimée ici en jours-personnes par hectare (j-p/ha), afin de mettre en évidence la quantité d’emplois créée par tenure pour traiter une superficie égale. Les traitements sont regroupés en cinq types : préparation, plantation éducation récolte partielle et récolte totale.

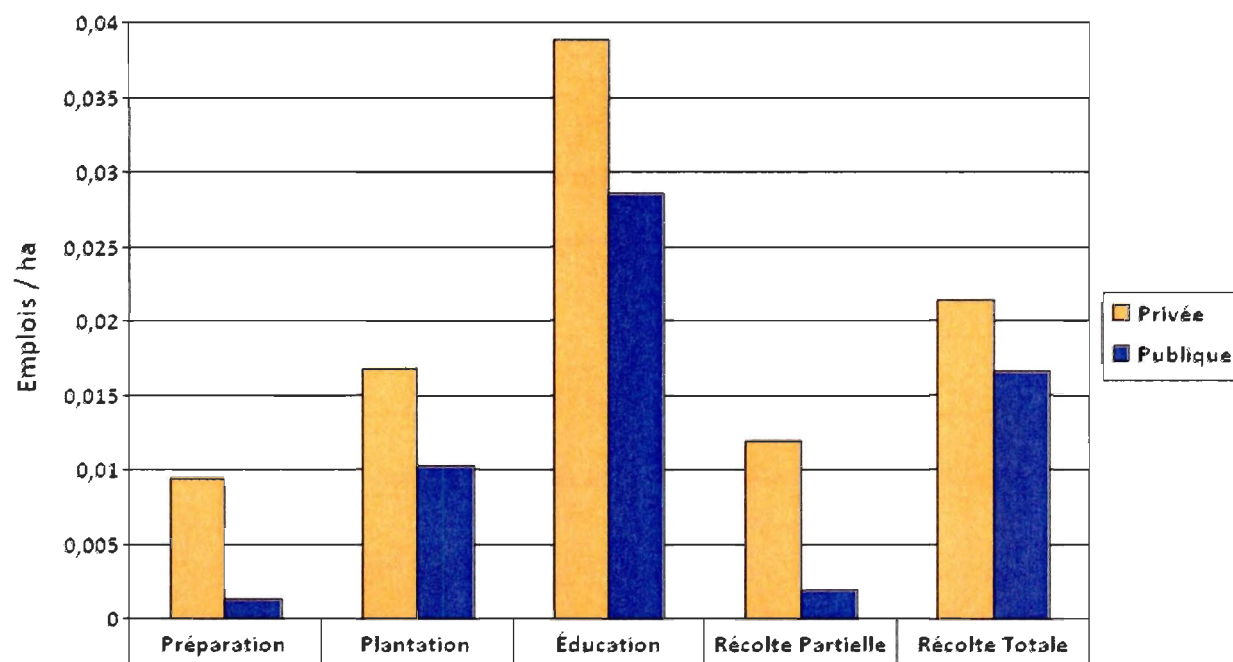


Figure 2.4 Nombre d'emplois générés (semaines-personnes) par hectare (ha), pour chacun des cinq (5) types de traitement sylvicole dans les tenures privées et publiques.

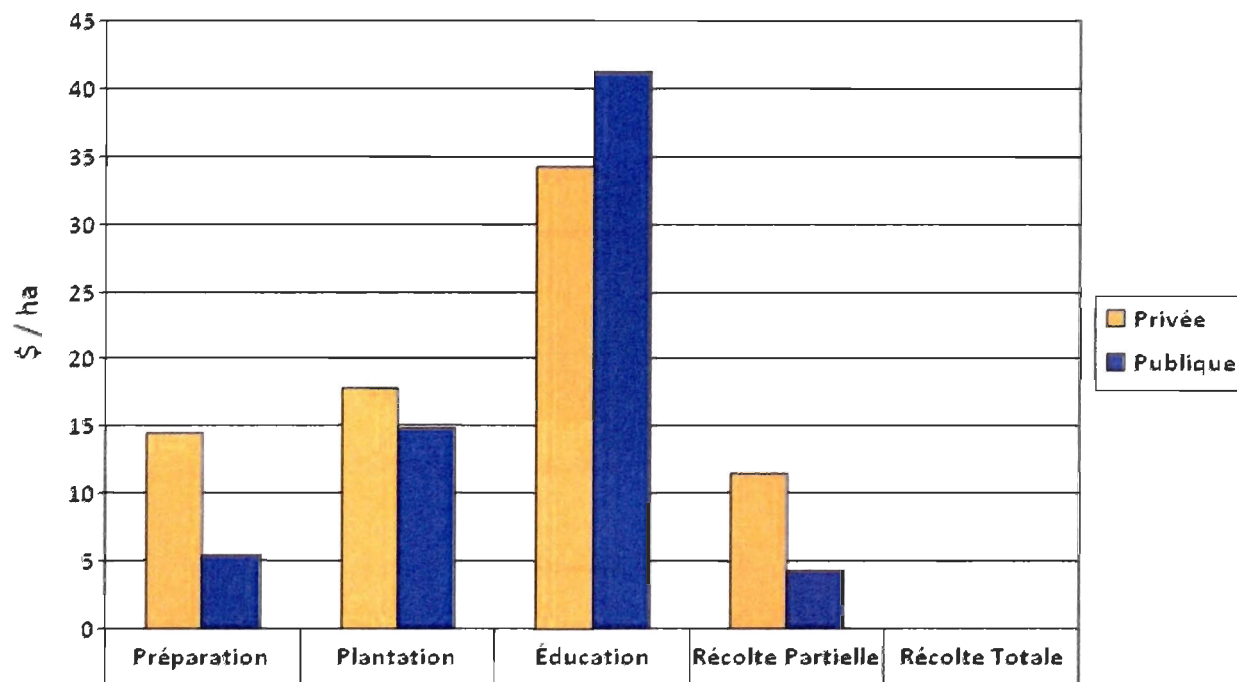


Figure 2.5 Incitatifs publics versés pour la réalisation de travaux sylvicoles, en proportion de la superficie forestière totale de chaque tenure (\$/ha). La récolte totale, tout comme la majeure partie de celle qui se fait de façon partielle en forêt privée, n'est pas admissible à ces incitatifs.

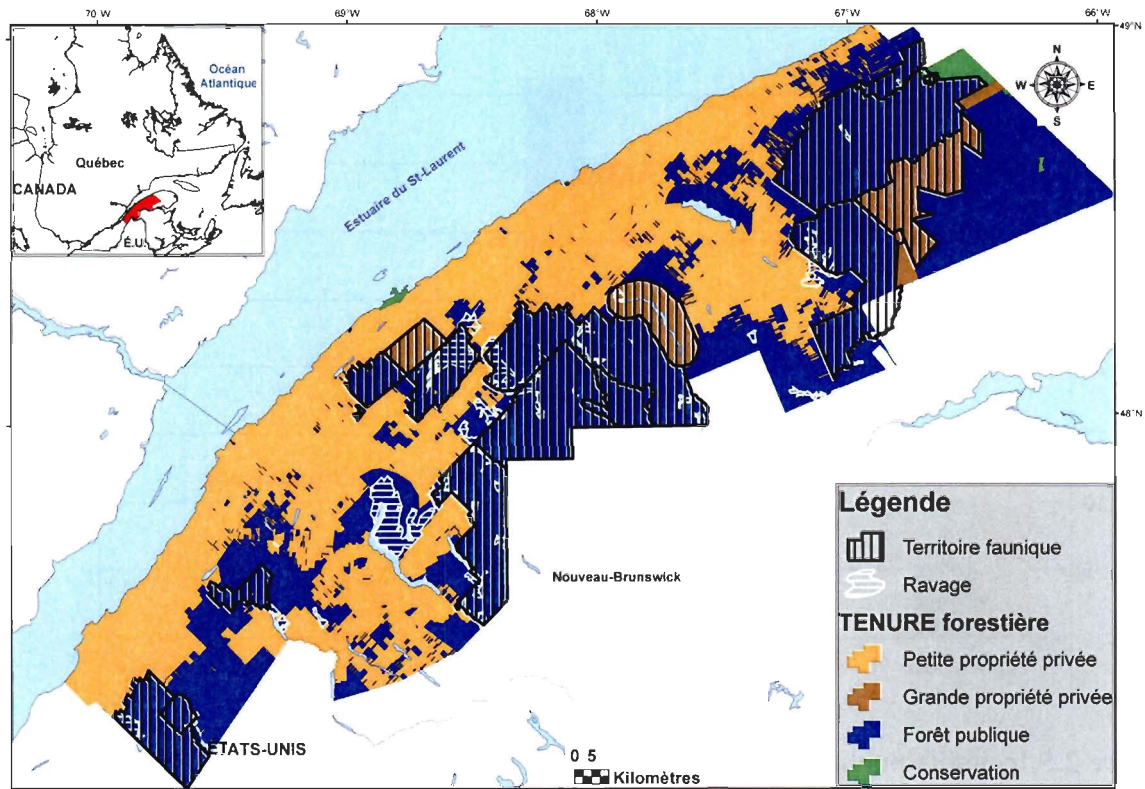


Figure 2.6 Carte des affectations du territoire dédiées à la faune, sous la forme de territoires fauniques (Zones d'Exploitation Contrôlée, réserves fauniques, pourvoiries) ou de ravages de cerf de Virginie.

CHAPITRE 3

**MODÉLISATION DE L'EFFET DES RECETTES D'AMÉNAGEMENT FORESTIER
PRIVÉE ET PUBLIQUE SUR LE SYSTÈME SOCIO-ÉCOLOGIQUE D'UNE FORÊT
SUD-BORÉALE**

3.1 RÉSUMÉ

Les écosystèmes forestiers qui sont gérés pour la récolte de matière ligneuse sont des systèmes socio-écologiques complexes qui cherchent à être soutenables. Dans cet article, nous questionnons le préjugé favorable de la privatisation par rapport à la tenure publique pour la gouvernance des forêts, en utilisant un modèle de simulation. Nous avons choisi la région du Bas-Saint-Laurent, dans l'est du Québec, un modèle d'étude qui offre une opportunité unique pour une telle expérience, avec un arrangement de tenures combinant de petits lots privés non-industriels et une forêt publique aménagée par l'industrie. Un modèle a été conçu pour comparer la performance des tenures privée et publique à travers le temps sous le régime forestier actuel, ainsi que des processus d'aménagement alternatifs. Nous avons utilisé la structure forestière (âge et couvert) et l'hétérogénéité comme indicateurs par filtre brut du potentiel de biodiversité. Les contributions socio-économiques de la forêt sont modélisées en utilisant le volume de bois récolté, les emplois créés, et les investissements publics en sylviculture. Nous modélisons quatre scénarios (*statu quo*, sans sylviculture, aménagement écosystémique et privatisation) à l'aide de la plateforme de modélisation STELLA pendant deux révolutions forestières. Les simulations suggèrent que maintenir le *statu quo* ou privatiser la forêt publique résulterait en une augmentation de la production de matière ligneuse, des créations d'emplois et des retombées économiques, tout en accroissant l'écart avec la forêt préindustrielle. L'aménagement écosystémique, par ailleurs, réduit l'écart entre la forêt naturelle et aménagée par l'utilisation extensive de la coupe partielle. Notre modèle peut servir d'aide à la décision pour améliorer les bénéfices que la société peut tirer des forêts du Bas-Saint-Laurent et pourrait être adapté à d'autres situations ailleurs.

Ce troisième article, intitulé «Modeling the effect of private and public forest management recipes on the social-ecological system of a southern boreal forest» fut corédigé par moi-même, ainsi que par mon directeur Luc Sirois et mon codirecteur Luc Bouthillier. Suite à la révision par le jury de thèse, ce chapitre sera soumis à la revue *Frontiers in Ecology and the Environment*.

En tant que premier auteur, ma contribution à ce travail fut l'entièreté de l'élaboration du modèle, des analyses et la rédaction. Luc Sirois, second auteur, a fourni l'idée originale qui a mené à l'élaboration du projet dans sa forme finale, a suivi et alimenté les différentes étapes d'analyses, a révisé plusieurs versions de l'article, et a assuré le financement du projet. Luc Bouthillier, troisième auteur, a contribué à l'élaboration du devis de recherche, à la validation des analyses et à la révision des versions de l'article.

Le modèle conceptuel, qui a mené à l'élaboration du modèle de simulation, a été présenté à différents stades d'avancement dans plusieurs colloques : « CONFOR 2005 » à la forêt Montmorency de l'Université Laval en février 2005 ; « La biologie dans tous ses états » à l'UQAR en mars 2005 ; « ECANUSA Forest Science Conference 2006 » à l'Université Laval, en octobre 2006, Séminaire Européen des Doctorants en Économie Régionale, à l'Université Montesquieu-Bordeaux IV, en juin 2008 ; « ECANUSA Forest Science Conference 2010 » à l'Université de Moncton, Campus d'Edmunston, en octobre 2010.

**MODELING THE EFFECT OF PRIVATE AND PUBLIC FOREST MANAGEMENT
RECIPES ON THE SOCIAL-ECOLOGICAL SYSTEM OF A SOUTHERN BOREAL
FOREST**

“Human domination of the biosphere is rapidly altering the capacity of ecosystems to provide a variety of essential services; we therefore need to develop a better understanding of their ecological underpinnings, and to integrate this knowledge into a socioeconomic context to develop better policies and plans to manage them.”

-Claire Kremen and Richard S. Ostfeld (2005)

PATRICK MORIN^{1,2,3}, LUC SIROIS^{1,2} AND LUC BOUTHILLIER⁴

¹ Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée (CRFH), Université du Québec à Rimouski
<http://www.uqar.ca/foret-habitee/>

² Centre d'étude de la forêt (CEF), <http://www.cef-cfr.ca/>

³ Correspondances : Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée, Université du Québec à Rimouski 300, allée des Ursulines, Rimouski, Québec, G5L 3A1, Canada
patrick_morin01@uqar.qc.ca

⁴ Département des sciences du bois et de la forêt, Pavillon Abitibi-Price, Université Laval, Québec, Canada G1V 0A6, Canada

3.2 ABSTRACT

Forest ecosystems managed for timber supply are complex social-ecological systems that aim to be sustainable. In this paper, we challenge the belief that private tenure is superior to public for forest governance, using a simulation model. We chose the Bas-Saint-Laurent region, eastern Quebec, a study model that offers a unique opportunity for such an experiment, with an arrangement of tenures combining non-industrial private forest owners and public industry-managed land. A model was designed to compare the performance of private and public tenures in time under the current forest management regime, as well as alternative management processes. We used forest structure (age and cover) and heterogeneity as coarse-filter indicators of biodiversity potential. Social-economic contributions of the forest are modeled using harvested wood volume, jobs created and public investments in silviculture. We model four scenarios (*status quo*, no silviculture, ecosystem management and privatization) using the STELLA modeling platform over two forest rotations. Simulations suggest that maintaining the *status quo* or privatizing public forest results in a higher wood production, job creation and economic benefits, while increasing the gap with preindustrial forest. Ecosystem management, on the other hand, reduces the gap between natural and managed forests, through the extensive use of partial cutting. Our model can serve to support discussions and reflections to improve the benefits the society can withdraw from forest of Bas-Saint-Laurent and be could be adapted to other situations abroad.

3.3 INTRODUCTION

Forests, as several other ecosystems on earth, provide a tremendous amount of environmental services to humanity (Daily 1997, Millennium Ecosystem Assessment 2005). The way humans use and manage ecosystems has a direct impact on the capacity of ecosystems to provide these supporting conditions for human life. The concept of complex social-ecological system (SES) (Holling 2001, Janssen et al. 2007, Liu et al. 2007, Ostrom 2007, 2009) is useful to define ecological, social and economic systems that are intimately linked by complex interconnections. The society is currently seeking a continuous flux of services from these systems that is referred to as sustainable development (Turner and Fisher 2008, Ostrom 2009).

In a proposed Ecosystem Services Framework (Turner and Daily 2008, fig.1), governance is placed aside ecosystem services as the main driver for environmental change process. In that framework, governance includes socio-economic/management scales, property rights, institutional arrangements, socio-cultural norms, stakeholders configuration, and policy levers. Models and mappings then serve as a tool to simulate environmental change and scenario analysis, which then provide feedback to the governance level. Here we propose a model of the social-ecological system of Bas-Saint-Laurent tenure system, at the interface between natural and social sciences (Holt and Hattam 2009). We hope that this will serve as a primer to start the integration of the environmental services value in the region and in similar social-ecological systems abroad.

3.4 FOREST TENURE AND PRIVATIZATION

Land tenure is defined here "as the societal institutions (organizations, rules, rights and restrictions) that control the allocation and use of land and its associated resources by people" (Cumming and Barnes 2007). It is useful to organize forest tenure categories using legal categories; private, public and common-property (White and Martin 2002). The first two are the most prevalent forms present.

Until recently, world forests were largely under public ownership and thus managed by governments (White and Martin 2002, FAO 2007). Today, 80 % of the forests of the planet are under public tenure, 17.8 % are private, and 2,3 % are under other forms of tenure (FAO 2010). In countries such as the United States, Sweden, Finland and Argentina, forests are mostly managed by private interests (Agrawal 2007). In the last 15 years, a tendency towards privatization of forests has been observed worldwide (White and Martin 2002, FAO 2010). Between 1990 and 2005, the annual rate of change from public to private has been of 0.76 % or 273,700 ha/year (FAO 2006). Since a tendency is building up worldwide, by which governments are ceding to private interests the management of forests, it is crucial to better understand the effects of different tenure modes on the sustainability of forest management.

Privatization is argued by some as a key to improve productivity and avoid overexploitation of forests (Desrochers 2002, McElligott 2003). In a free-market economy, private property is associated with a high degree of freedom and closer control, which increases competitiveness. A belief that private belongings are better tended than collective goods also exists (Kindscher and Scott 1977). On the other hand, the mere thought of privatizing public resources raises a massive outcry from public ownership advocates (Luckert and Vertinsky 2007). For them, keeping natural resources as public wealth is paramount, and government control provides some level of safeguard in that respect. However, when a sign of unsustainability is detected under either forms of ownership, advocates of the "opposite" side claim that changing the tenure is the solution (e.g. Desrochers 2002).

3.4.1 The Case of Bas-Saint-Laurent forests

The tenure distribution of the forests of Bas-Saint-Laurent (BSL) stands out with respect to the province and country. Canadian forests are almost exclusively (93 %) under public land (NRCAN 2006). This situation is a heritage from past sovereignty of Great Britain on Canadian territory, through which lands that were not transferred to private ownership via "Crown grants" remained public, often referred to as "Crown land" (Haley

and Nelson 2007). The government realized that it could finance the development of Canada using public lands, explaining why their alienation to private actors became less interesting and was discontinued (Bouthillier 2001). Public forests were then used to stimulate the economic development of Canada, by transferring rights to harvest timber to private interests in exchange of payments to the Crown, and later to the Canadian government (Haley and Nelson 2007). In the early 20th century, public lands became the flagship of an industrial policy (Bouthillier 2001). Similarly, in the province of Quebec, 89 % of forests are on public land (Ministère des Ressources Naturelles 2002). Nevertheless, privatization occurred to establish settlers and promote agriculture in certain areas. This is particularly true in BSL where close to 50 % of the total land area and 39 % of the forest area is private. So the BSL region provides a unique possibility to compare tenures within the same ecological region because it is essentially (90 %) within the eastern balsam and yellow birch fir (*Abies balsamea* (L.) Mill. and *Betula alleghaniensis* Britt.) forest bioclimatic subdomain, at the northern limit of northern temperate zone (Robitaille and Saucier 1998). The complex SES that exists in the BSL region has already provided some learnings.

In previous studies, we have demonstrated that private and public forests of BSL provide different responses both in terms of environmental (Morin et al. *In preparation-b*) and socio-economic (Morin et al. *In preparation-a*) indicators. In terms of environmental indicators, public forests are currently advantageous with respect to private, with more biodiversity potential and less heterogeneity (Morin et al. *In preparation-b*). On the other hand, the socio-economic indicators are somewhat favoured under private tenures, with proportionally more jobs created per unit area (Morin et al. *In preparation-a*). We found that these opportunities depend on the contrasted institutional arrangements associated with tenures. Private forests in BSL are characterized by a highly subdivided land base amongst managed by a high number of non-industrial private forest (NIPF) owners. Although these are not the large-tract, privately owned, industrial forests that privatization advocates refer to (Desrochers 2002, McElligott 2003), they are representative of the freedom of action that private property entails. As such, we believe that because of their position in the unique

tenure juxtaposition of BSL, they can provide enlightening findings for the debate. Public forests of BSL, on the other hand, are managed by a limited number of industrial companies with exclusive rights on the merchantable timber (Morin et al. *In preparation-b, a*).

This study uses these answers to model the capacity of these different institutional arrangements to increase societal benefits in a sustainable way. We simulate in time the change in the above indicators, as well as others, within tenures from the present state using four scenarios; 1) maintaining the actual management regimes (*status quo*), 2) suspending human intervention (no silviculture), 3) projecting elements of the upcoming ecosystem management based regime, as well as 4) privatizing the public forests into NIPF. Detailed in the methods section, these contrasted scenarios were designed with the objective to evaluate the performance of each tenure in each case, to feed reflections and discussions on the improvement of forest management of SES regionally and abroad.

3.5 A MODEL TO APPREHEND FOREST GOVERNANCE USING STELLA

3.5.1 Model objectives

The model was designed to compare the performance of private and public tenures under the current forest regime, as well as alternative regimes. The model is an abstraction based on the results obtained from previous environmental and socio-economic studies (Morin et al. *In preparation-b, a*). It allows for simultaneous simulation of the variables, to push forward the actual regime that prevails, as well as alternative scenarios. We built this model to provide decision-makers with a tool that will draw the coarse trajectories of a given set of variables in response to a given scenarios. We did not aim to accurately predict the response of our variables, but rather as tool to explore the tendencies scenarios yielded for each of the main response variables (forest area under each age-cover category, patch size, logged area, wood volume harvested, jobs created and public investments). For that reason, we selected a simulation length of 200 years, roughly the equivalent of two forest

rotations in the current forest regimes, which allows enough time for the effect of each scenario to clearly unfold.

3.5.2 Model extent (study area)

The extent of the model is the Bas-Saint-Laurent (BSL) administrative region, a socially relevant scale for decision-making and governance planning (Collins et al. 2010). The BSL region is located in eastern Quebec, Canada, on the south shore of the St. Lawrence River estuary, and covers an area of 22,637 km², of which 19,320 km² (85 %) are covered by forests. Within the BSL region, 51 % (11,574 km²) of the total land area is under public ownership, whereas the remaining 49 % (11,105 km²) are privately owned, including roughly 5 % of large industrially owned forests. When considering only the forested land, the share that is publicly administered increases to 59 % (Ministère des Ressources Naturelles de la Faune et des Parcs 2004).

3.5.3 Model limitations

Our model was designed parsimoniously for emulating the social-ecological system studied. At this point, we keep our model “as simple as possible, but not simpler” (Holling 2001), as to address the questions we wanted to explore. Consequently, the model we designed is not spatially explicit, does not simulate ecological succession (Scheller and Mladenoff 2007), and does not differentiate even and uneven-aged stands. Yet our model is a useful benchmark upon which to build a model with such characteristics, if necessary to answer further questions. Furthermore, an underlying assumption of the model is that the context that was prevailing in the period our data originates from (1990-1999) will continue to prevail. We willingly acknowledge that future market conditions, forest dynamics knowledge, management practices and other factors will change and would influence the simulation results. This model has been designed to make projections; we did not intend to make robust projections, but to project trajectories to see if tenures still differentiate. Our objective is hence at a more strategic level, to see the distinction between tenures.

3.5.4 Model description

We used the STELLA research software version 7.0.2 (High Performance Systems, Inc., <http://www.hps-inc.com/>) to build the model. This platform provides a simple but efficient framework to model complex system dynamics. The four main building blocks (stocks, flows, connectors and converters), which are graphically represented by squares, faucets, arrows and circles, respectively, provide modelers with the flexibility to create functions of any degree of complexity that are interconnected to form a complex model. The software has been successfully used to model a wide variety of systems including woodlands (Chivaura-Mususa et al. 2000), wetlands (Eppink et al. 2004), economic growth and its impacts (Ayres and van den Bergh 2005, Victor and Rosenbluth 2007, Zerlentes et al. 2009, Dacko 2010), marine ecosystem (van den Belt 2006, BenDor et al. 2009), and even ecosystem services provided by the entire earth system (Boumans et al. 2002).

Our simulation model includes two tenures, private and public, with distinct parameters but identical functioning, consisting of the following modules (named sections in STELLA): tenures, growth, regeneration, spatial heterogeneity, natural disturbances, management recipe, partial cuts, total cuts, wood volume, jobs, and public investments.

A simplified map of the model (figure 3.1), shows the interconnections between each section of the model. All equations are detailed in appendix 1. The time step of the model is 1 year.

3.5.5 Model sections

Tenure

The starting point of the model is the total forest area of the BSL region, from which a proportion is assigned to each tenure using the *Privatization* function within the tenures section (fig. 3.2). The function was included to allow the simulation of different scenarios of tenure repartition, including the full privatization of public forest, thereby its name. The default value is set to 38.64 %, to yield the current area of private (689,598 ha) and public (1,095,103 ha) forest with the BSL region. The hectares therein calculated are sent to the

management recipe to calculate the area treated (fig. 3.3), and the value is also recalled in the wood volume, jobs, public investments and growth sections.

Growth

The growth section (fig. 3.4) is the corner stone of the model, providing its basic function: growing the forest. The stock that is followed is hectares (Ha) of forests that are transferred from one age class to another.

There are 3 stocks, for the 3 age class we use: young for 0-39 years of age (regeneration stage of forest), middle for 40-79 years of age (harvesting age), and old for 81 years and more (senescence). Each stock is arrayed by cover, meaning that, for example, the model in fact separates young forest into 3 separate stocks, one for deciduous, one for mixed and one for conifer forest cover. The equations for the *Ha_Young* stock are shown in appendix 1.

We calculated the initial values of each age-cover class in the growth section from the results of our analysis of the forest structure (age, cover, heterogeneity) under each tenure during the 1990 decade (Morin et al. *In preparation-b*). The *Initial_proportions* that are used here are the mean of proportions for the years 1990 to 1999 for age-cover class (table 3.1). In the model, initial hectares are obtained by multiplication of the *Forest_area (Tenure)* by the proportions we found (see appendix 1).

During a simulation, as shown by the model (fig. 3.4), the amount of hectares in *Ha_young* is the result of the inflow of hectares that from *Plantation*, added to the *Natural_regeneration* after mortality, minus the *Growth* from the young to the middle age class. Forests grow by the flow of hectares from the *Ha_young*, to the *Ha_middle* stock, and from *Ha_middle* to *Ha_old* stock. The rate of transfer (*Growth_Young* and *Growth_Middle*) is 1/40, which corresponds to the 40-year width of the young and middle age classes.

The *Ha_Middle* and *Ha_Old* stocks have an almost similar functioning (see fig. 3.4 and appendix 1). However, differences with *Ha_Young* are that the inflows are strictly

from growth (*Growth_Young* and *Growth_Middle*), while the outflows now include mortality from natural disturbances (*Dead_Middle* and *Dead_Old*) and total cuts (*Cut_Middle* and *Cut_Old*). Partial cuttings also contribute the growth dynamics with the *Partial_cutting_Old* function, transferring hectares into the *Ha_middle*.

Regeneration

The regeneration section is the starting point of the growth section above.

All hectares that were either totally cut or dead from natural disturbances are losing their previous cover and then pooled into the *Mortality* stock. Depending on the management recipe, a certain amount of hectares are planted (*Plantation_AREA*, fig. 3.3) with conifers, the preferred species group for the BSL industry (white spruce, Norway spruce, and black spruce are the most common in the region during the study period) (Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent 2003, 2004). The *Natural_regeneration* flow takes all remaining hectares, attributes them a cover type using the mean proportions (table 3.1) we measured in the young age group (Morin et al. *In preparation-b*), where they flow as an input to the *Ha_Young* stock of the growth section.

Heterogeneity

The idea behind this section is to keep track of the average size of forest patches during the simulations. Heterogeneity is here used as a coarse-filter biodiversity indicator (Hunter 1990, 1999, Schulte et al. 2006). Since we had values for the average size of patches for each age-cover category and total cuts (table 3.1) from a previous study (Morin et al. *In preparation-b*), we added this section to decipher the side effects of different management recipes in time.

From the *Total_cuts_patch_size*, which provides the mean patch size of hectares coming from *Natural_regeneration* and *Plantation*, we can infer the *Regeneration_patch_number*. These newly created patches add to the initial *Number_of_patches_Young* that was calculated from *Ha_young* using the *Initial_patch_size_Young* from our data (table 3.1).

The *Number_patches_Growth_Young* outflow corresponds to the area that grows into *Ha_middle* (Growth section), divided by the *Average_patch_size_Young* (a rolling average), computing the number of patches that are added to *Number_patches_Middle*. The process is repeated identically for the middle and old age classes, except that they have another outflow. The *Number_Patches_Cut&Dead* flow for the middle and old age class subtract the patches corresponding to the area that is harvested or dead due to natural disturbances. The effect of *Partial_cutting_Old* is also accounted for within the *Number_Patches_Growth_MIDDLE* flow. Since the heterogeneity section works in parallel to the growth section, also accounting for patches cut and dead from the middle and old age classes, the heterogeneity section continuously computes the *Average_patch_size* for all age classes.

Natural disturbances

Before adding silvicultural interventions within our model, we added a section that account for the natural disturbances that drive the natural dynamics of BSL forest (fig. 3.4).

From the literature on natural disturbance patterns in the study area (Lorimer and White 2003, Boulanger and Arseneault 2004, Boucher et al. 2006, Boucher et al. 2009, Boucher et al. 2011), we obtained the most up-to-date estimates of the rotation periods of each type of natural disturbances (table 3.1). The natural dynamics of BSL forests are based on the combined action of windthrow, insect (mainly the spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*)) and fire. For simplicity in our model, we used the average rates of occurrence, because we were interested in long-term tendencies but not into precisely depicting the natural dynamic patterns within the simulation period. Hence for the events that cause the mortality of the whole stand, we used the following logic: $1/(\text{disturbances rotation period, in years})$.

These disturbances functions calculate the proportion of middle (*Dead_Middle*) and old (*Dead_Old*) forests that die each year and flow into the *Mortality* stock of the regeneration section.

Management recipe

From the *Forest_AREA (tenure)* (fig. 3.2), the model derives the *Area_treated* (table 3.1, fig. 3.3) every year, from the average proportion of the private forest that was subject to silvicultural treatment during our study (Morin et al. *In preparation-b*). The *Proportion_treated* function is adjustable for alternative scenario modeling. From that treated area at a given year, we established the average proportion that is directed towards each treatment category, described below (Morin et al. *In preparation-a*):

1. site **preparation** work before plantation;
2. tree **plantation**, including complete stands and fill planting to increase stem density within existing plantations or naturally regenerated stands;
3. stand **education** or tending activities, which includes pruning, cuts such as pre-commercial thinning, sanitation or improvement cuttings;
4. the **partial cutting** of stands, such as selection cutting or commercial thinning;
5. the **total cutting** of a stand, where all merchantable stems are harvested.

The treatment proportions (*Preparation_proportion*, *Plantation_proportion*, *Education_proportion*, *Partial_cut_proportion*, and *Total_cut_proportion*) determine the *AREA* where the corresponding treatment type will be applied. Note however that we are accounting for hectares that are treated every year, yet a single hectare can in reality receive, over the years, more than one treatment type. For example, after being totally cut, a given stand, the site will be prepared before plantation occurs, which is followed later by one or several tending operations until the next cut. The average annual rates of practice, calculated over 10 years, of the different types of silvicultural treatment were obtained from a previous study on the comparison of private and public tenures (Morin et al. *In preparation-b*). We translated them in a proportion of the mean annual number of hectares treated (table 3.1).

Partial cuts

Partial cutting is an important portion of the human intervention on the forest, especially in private forests. It corresponds to 30.66 % of treated area in private forest, and

6,42 % in public forest (Morin et al. *In preparation-a*). Its effect on the forest ecosystem, however, is different than a total cut.

A partially cut stand is not returned into regeneration. Instead, we assume that in the majority of the cases, partial cuts remove older trees, leaving younger ones in the stand (Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent 2004). It has also been suggested that forest owners and managers have a tendency to invest their efforts into old stands (81 years and more) first to prevent timber loss due to senescence, and then, rely on the middle aged stands (41-80 years) for the remainder of the annual allowed wood volume (Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent 2004). This is why our *Partial_cutting_Old* (fig. 3.4) function is taking hectares from the *Ha_Old* first, and moves them into the *Ha_Middle*. Leftover hectares are then used by *Partial_cutting_Middle*, which does not send hectares to the young age class but leave keep the partially cut hectares in the middle age class. Yet we wanted to moderate this “rejuvenizing” effect of partial cutting, so that not all treated hectares would be transferred directly, especially since our age classes span 40 years. In our model, this is translated in the *Partial_Cutting* (fig. 3.4) function taking only 1/2 of the *Partial_cut_AREA* from the management recipe section (fig. 3.3).

Total cuts

Total cuts remove all the harvestable trees in a stand (with variants where the advanced regeneration is protected), conducting the stand to a full startover. Despite the natural disturbance regime that is documented for the BSL region (Lorimer 1977, Boucher et al. 2006, Boucher et al. 2009, Boucher et al. 2011), which is one of secondary disturbances yielding uneven-aged stands, the main forest management strategy made by the forest industry so far has been to use total cuts (Archambault et al. 2006).

In our model, *Cuts_Middle* and *Cuts_Old* send hectares into the *Mortality* stock of the regeneration section, where they lose their cover type (fig. 3.4). As for the partial cuttings, the model first makes all possible cuttings into *Ha_Old*, and then, if some of the allowed *Total_Cut_AREA* from the management recipe section (fig. 3.3) hectares is left unused, they are withdrawn from *Ha_Middle*. Again, this agrees with to the actual logic of private

owners and the forest industry (Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent 2003, 2004). It aims to minimize the amount of timber value that is “lost” when stands are allowed to reach senescence. Furthermore, this is in conformity with the regulation in force during the period we studied, aiming to establish a normal forest that could provide a yearly cut of approximately equal volume, when the law (Gouvernement du Québec 1986) did not require to maintain old forests outside protected areas as the coming forest regime does (Gouvernement du Québec 2010).

Wood volume

The model also accounts for wood volume that is produced by different harvest operations, as an economic indicator. Cubic meters (m^3) are summed into *Total_m3*, using ratios of cubic meters per hectare (*Cubic_meters_Total_Cut*, *Cubic_meters_Partial_Cut* and *Cubic_meters_Education*) for each treatment type that includes some harvest at a given rate (table 3.1). These average labor intensity rates were obtained from the detailed labor intensity ratio tables that we used in our comparative analysis of silvicultural practices for each tenure (Morin et al. *In preparation-a*). They provide a representative estimate that is used by practitioners and managers when planning harvest.

This model section also computes the *Total_m3_per_(tenure)_Area* (as well as the counterpart in the public replicate), to transform wood volume results into ratios that are comparable between tenures, as the forest area is different between the two tenures is not equal (table 3.1).

Jobs

As a combined social and economic indicator, we modeled the amount of jobs created directly in the forest by each tenure. The labor intensity, which is labeled as productivity in our model (table 3.1, figure 3.3), corresponds to the average number of day-person of work per hectare for each type of silvicultural treatment (*Productivity_Preparation*, *Productivity_Plantation*, *Productivity_Education*, *Productivity_Partial_Cut*, and *Productivity_Total_Cut*). It allows to calculate the number of jobs (*Jobs_Preparation*, *Jobs_Plantation*, *Jobs_Education*, *Jobs_Partial_Cut*, and *Jobs_Total_Cut*) (fig.3). The

Total_jobs is then used to compute ratios of *Jobs_per_m3*, *Jobs_per_treated_Ha* and *Total_Jobs_per_tenure_Area*. As for the wood volume, we used the labor intensity tables obtained for our study of the effect of tenure (Morin et al. *In preparation-a*).

Public investments

Finally, as an economic indicator, we used previously studied (Morin et al. *In preparation-a*) financial incentives given by the provincial and federal governments for silvicultural treatments except total cuts under both tenures. The objectives that the government was pursuing in establishing these incentives are not the same for public and private tenure.

In public forests, the State sought to perpetuate the resource, through the management of this public good by the industry. To facilitate the application of this program, the industry was allowed to pay off its stumpage fees by performing forest management work (Gouvernement du Québec 1986). The value of this work, which was set by the State, is what we refer to in this research as public investment.

In the case of private forests, the public investment is based on the generally accepted idea that there is a public interest to invest in private forests (Cubbage 1997). The intentions of the State behind the various public policies behind public investment in private forests clearly show that it was the case in the studied region (Paillé et al. 1978, Lortie et al. 1984, Audet 1988, Service canadien des forêts 1994). These public investments were shown to create more economic benefits than the amount invested in BSL (Bouthillier 2001).

The ratios (table 3.1) of investments per area treated (*\$_per_Preparation_Ha*, *\$_per_Plantation_Ha*, *\$_per_Education_Ha*, and *\$_per_Partial_Cut_Ha*) are used (fig. 3.3) to compute amounts per treatment type (*\$_Preparation*, *\$_Plantation*, *\$_Education* and *\$_Partial_cuts*). Summed into *Total_\$*, the model then sums the *Cumulative_\$* into a stock, for interpretation purposes. Total public investments are also used to compute annual ratios with wood volume (*\$_per_m3*), treated area (*\$_per_treated_Ha*) and tenure area

(\$_per_Ha_(tenure)) and their accumulation (*Cumulative_\$_per_treated_Ha*, and *Cumulative_\$_per_Ha*).

3.6 SIMULATION SCENARIOS

We elaborated a set of 4 scenarios. The main characteristics of the scenarios are summed into table 3.2, and described below.

3.6.1 *Status quo* (SQ)

This is the base model that is described above (table 3.1, figures 3.2-3.4). It is built upon the current knowledge of natural dynamics and the forest management regime under action in our previous studies, in particular for the sets of silvicultural treatments (fig. 3.5) (Morin et al. *In preparation-a*). It projects in time the consequences of maintaining the current regime in the future. The No silviculture, Ecosystem Management and Privatization scenarios have almost the same functions and relationships; the following descriptions only explain the differences with the *Status quo* scenario.

3.6.2 No silviculture (NS)

In this scenario, we turned off all the human interventions (Management recipe, Partial cuts, Total cuts, Wood volume, Jobs, and Public investments sections), and let the natural dynamics components of the model (Growth, Regeneration, Heterogeneity, and Natural disturbances sections) continue to function (table 3.2). It allows a verification of the model (Oreskes et al. 1994, Sargent 2007), focusing on the isolated effect of the natural disturbance regime in time, in the absence of anthropogenic intervention. Since the disturbance that drives heterogeneity in the model, total cuts, is not operating, we needed a patch size representative of the natural regime regeneration. The value of 24.23 ha (table 3.3) was calculated by taking a weighted mean of the severe damage patch size classes by their relative % of the total (Lorimer and White 2003, fig. 3.5a).

3.6.3 Ecosystem Management (EM)

Starting in 2013, ecosystem management is the main paradigm under which the Quebec forest regime will operate. It is defined as a “management that consists in ensuring the preservation of biodiversity and the viability of ecosystems by decreasing the gaps between the managed forest and the natural forest” (Gouvernement du Québec 2010). This scenario allows to see how each forest tenure will score after the implementation of an ecosystem management approach for the variables included in our model.

From our current knowledge of the preindustrial condition of the BSL forest, 5 % of the forest was in the regenerating age class (0-15 years) (Boucher et al. 2011). This means that, under the preindustrial disturbance regime, each year, one 15th of 5 % (or 0.33 %) of the forest was killed by natural disturbances. So we added a function in that scenario that reduces the *Total_cut* proportion (fig. 3.3) in the management recipe section (table 3.2) to 0.33 % of the landscape. This reduction is compensated by an increase in *Partial_cut_proportion* sufficient to maintain the timber yield of the *Status quo* scenario (table 3.2). Plantations and preparation treatments, which are intimately linked with total cuts, are reduced by the same factor as total cuts (table 3.2). Therefore, the silvicultural treatment set is very different from the *Status quo* (fig. 3.5). Heterogeneity is also scaled on natural disturbances regime in ecosystem management, with the same new patch size as the no silviculture scenario (table 3.3), described above.

Another difference of this scenario is in the allocation of *Partial_cutting* (fig. 3.4) in the partial cuts section (table 3.2). Considering the objectives of ecosystem management that should translate into an increase of old forest, we modified the equations so that partial cuts were distributed between *Partial_cutting_Middle* and *Partial_cutting_Old* proportionally to the respective area in *Ha_Middle* and *Ha_Old*.

Finally, *Natural_regeneration_proportion* (fig 3.4) in the regeneration section (table 3.2) is set according to known preindustrial structure of the forest cover that was of 65 % conifer, 30 % mixed and 5 % deciduous forest (Boucher et al. 2011).

3.6.4 Privatization (PR)

In order to explore the consequence of privatization of public lands, we elaborated a privatization scenario (table 3.2). This scenario represents a hypothetical, yet possible, situation where all the forest that is today public could be sold to woodlot owners, just like it was the case in BSL during the colonization period (Fortin and Lechasseur 1993) on the land that is still private today. The forested land of other administrative regions of Quebec, particularly in the south of the province where most of the population is concentrated, is almost entirely NIPF; for example Estrie (91 %), Centre-du-Québec (97 %), and Montérégie (98 %) (Ministère des Ressources Naturelles 2002).

From the *status quo* scenario, we keep the same initial conditions (age, cover, patch size) in the growth section of public lands, yet we copy and paste the NIPF management recipe we investigated to replace the public one (table 3.1, fig. 3.5). Furthermore, we use the private *Total_cuts_patch_size* in the heterogeneity section (table 3.1). In the jobs section, we used the labor intensity associated with the private tenure (table 3.1). Similarly, in the public incentives section, the rates of investment of the private tenure (table 3.1) are applied to the public tenure.

3.7 SIMULATION RESULTS AND DISCUSSION

The output of the simulations we performed with our model allows a twofold comparison : 1) comparing private and public tenures within the *Status quo* (SQ) scenario, and 2) compare the results of the 3 other scenarios with the SQ results. The former will shed some light on the potential differences the two tenures will generate over time if left unchanged, while the latter will exacerbate the output of the management choices to be made by stakeholders.

It is important to bear in mind that the total area under each tenure is different, with 689,598 ha under private and 1,095,103 ha under public tenure (table 3.1). Therefore, our interpretation of graphic outputs (figs. 3.6, 3.8 and 3.9) must take that discrepancy into account to weight private against public tenures proportionally.

3.7.1 *Status quo*

Conifer cover in the forest area (fig. 3.6) is increasing until about 100 simulated years in all age classes because all plantations are only made with conifer species. Since the natural regeneration is also more coniferous in public forest (table 3.1), the conifer dominance is greater in public forest. Deciduous and mixed cover both decrease in all age classes, but deciduous is lower in public forest.

In terms of age, young forests remain dominant, middle age classes increase with time, and old forest decrease from their already low proportion with this scenario. The young age class slightly decreases with time in private, while it is nearly constant in public. Proportionally, the public side has more young, less middle and retains more old forest compared to private (fig. 3.6).

Overall, regarding forest cover and age, continuing with the SQ would restore some of the historical conifer dominance yet maintain and even increase the observed tendency to decrease forest age, and even more so in the private. This scenario is thus enlarging the gap in the age structure between natural and managed forest mosaics.

Heterogeneity (fig. 3.7) in public forests is relatively stable (young and middle) and even increasing (old), since the initial patch size (table 3.1), is relatively similar to the size of patches created by total cuts during the simulation (table 3.3). The private regime on the other hand, is decreasing patch size drastically. In other words, heterogeneity increases in private forest if the actual regime is maintained.

Natural mortality is proportional to the amount of hectares left in the middle and old stocks at each time step during the simulation. Since old forests are considerably low, mortality is mostly occurring in the middle age class of both tenures (fig. 3.8).

Logging, on the other hand, is only occurring in the old age class (fig. 3.9), which keeps the old forests (fig. 3.6) near 0. The respective management recipes (fig. 3.5) cause the public forest to do more total cuts than private, whereas more partial cutting occurs in the private forest (fig. 3.9). No partial cutting occurs in the middle age class because all the

allowable cuttings in the management recipe are performed in old forest first, and there is none left to do in the middle age class.

Wood production (table 3.3), is greater under public tenure in terms of total cubic meters per year, and in proportion to treated hectares. But if we compute cubic meters over the total tenure area, private forest are slightly more productive (table 3.3), because the private tenure is acting on a greater percentage of its total area each year. Every 1,000 m³ of harvested wood creates more jobs under private tenure, but receives less public incentives than under public tenure. At the root of this tendency lies the lower use of machinery for forest operations under private tenure. Consequently, operations on private woodlots are more labor intensive. Public incentives are, in part, scaled to the costs per unit area of operations, which are higher when machinery is used, explaining the lower cost under private tenure.

Job creation is greater in private forests, regardless in proportion of what metrics (area treated, tenure area or cubic meters) it is computed against (table 3.3). Public investments, used as an indicator of economic impact, is higher in absolute yearly value, per area treated and job created under public tenure. Yet computed against tenure area, it becomes slightly higher under private tenure.

Therefore, our model shows that SQ has a logging intensity that, if maintained through time, causes the forest to become younger and remain nearly exempt of old forests, from which a certain portion of biodiversity is dependent. In terms of socioeconomic effects, the private management recipe creates more jobs that each receive less public investments, mostly because silvicultural operations use less heavy machinery (Morin et al. *In preparation-a*). As a consequence, each hectare that is treated yields more cubic meters of wood under public forests (table 3.3).

3.7.2 No silviculture

The no silviculture (NS) scenario demonstrates how forests could behave without any human intervention. It is very clear that young and middle age classes decrease

significantly, while the old age class increases enough to become dominant at the end of the simulation time (fig. 3.6), as it was in the presettlement forests, predominantly old and coniferous (Cogbill et al. 2002, Boucher et al. 2006, Boucher et al. 2011, Dupuis et al. 2011).

Cover type also differs from SQ scenario, in that conifer does not tend to increase because there is no plantation (fig. 3.6). Consequently, it stabilizes the cover types at the natural regeneration proportion (table 3.1), which is likely a limitation of the model because it excludes ecological succession.

The absence of human intervention allows heterogeneity to decrease as suggested by the increase in patch size (fig. 3.7). The increase is greater in private forests, because of lower initial patch size (table 3.1) with respect to the size of new patches (table 3.3). Comparing NS with SQ exacerbates the major role total cuts and their patch size have on the heterogeneity of forests. For biodiversity, heterogeneity has been shown to have negative effects, especially on species associated with old forests (Poulin and Villard 2011).

In line with the forest area (fig. 3.6), natural mortality increases and becomes higher in old forest relative to middle forests (fig. 3.8). This is in concordance with natural forest dynamics (Gauthier et al. 2009) and the increase in proportion of old forest. Compared to SQ, natural mortality is higher in NS, so some of the mortality from human intervention in SQ is replaced by natural mortality in NS, because forests are allowed to grow older.

In essence, the NS scenario provides a useful reference point for variables we used in a coarse filter approach (Hunter 1999) to assess the biodiversity potential of tenures in our model. This scenario was not designed to represent a goal to reach in the context of managed forest, but rather a direction and rate at which the system would change without human intervention.

3.7.3 Ecosystem management

The ecosystem management (EM) scenario shows a distinctive pattern in cover (fig. 3.6). The conifer is higher than other cover types as in SQ, but deciduous is much lower than mixed in EM. In the design of this scenario (table 3.2), we used the known preindustrial values of forest cover that should be used by managers as a benchmark in preparation, plantation and education treatments to restore historical cover proportions.

Old forests increase significantly in size with the EM scenario compared to SQ (fig. 3.6), which is coherent with the objectives behind ecosystem management (Gauthier et al. 2009). Yet old forests in the EM do not dominate the landscape as in NS. The counterpart of the increase in old forests in EM is a decrease in young and middle forests compared to SQ.

Ecosystem management decreases heterogeneity in private forest where a significant increase in patch size occurs throughout the simulation (fig. 3.7). Because the public initial patch size (table 3.1) is similar to the new patch size (table 3.3), heterogeneity is relatively constant under this tenure, except for old forests where there is an increase. The decrease in total cuts (fig. 3.5) and new patch size (table 3.3) in EM with respect to SQ are the drivers behind this improvement. We should then retain from this scenario that heterogeneity can be increased to higher levels, closer to our current knowledge of natural dynamics. It should be clear, however, that our model used average values based on published inverse “J-shaped” frequency distribution of an array of patch sizes (Lorimer and White 2003, Boucher et al. 2011). So to aim towards the result of EM heterogeneity, managers should try to emulate the whole array of patch sizes, with frequent small patches to rare large patches.

Natural disturbances are more evenly distributed in EM than in other scenarios (fig. 3.8). Mortality is greater in old forests in EM compared to SQ, but comparable at in the middle age class, following the tendencies observed in the whole forest structure (fig 3.6). In absolute terms, natural mortality is higher in EM than in SQ, but lower than in NS.

Logging patterns (fig. 3.9) in EM are contrasted with other scenarios. First, it is the only scenario where partial cutting occurs in the middle age class, because the scenario allowed partial cutting to be shared proportionally between old and middle (table 3.2), instead of the priority old forest has in other scenarios. Second, total cutting is also reduced compared to SQ, and is compensated with partial cutting (table 3.2) to maintain the wood production (table 3.3). Such a modification with current practice (SQ) allows the increase in old forests observed in EM (fig. 3.6).

The EM management recipe (fig. 3.5), with the decrease in total cutting being compensated by partial cutting, results in higher proportion of the each tenure area being treated annually compared to SQ (table 3.3). The increase in the area subjected to silvicultural treatments is greater under public than private tenure, because the amount of total cuts to compensate by partial cutting was higher.

Annual allowable wood harvest volume was set to remain identical to SQ in the EM scenario (table 3.3). Due to the change in management recipe (fig. 3.5), the annual number of jobs is lower in EM than SQ. This is explained by the fact that the treatment types which decrease (preparation, plantation and total cut) have a higher labor intensity than partial cutting which increase (table 3.1). The absolute number of jobs created annually is higher under public tenure, yet in proportion to tenure area, treated area or cubic meters, private tenure creates more jobs. Public investment is lower in EM than in SQ, but as in SQ, it is higher under public tenure than private within the EM scenario (table 3.3).

Therefore, we understand that ecosystem management can reduce the existing gaps between natural and managed forests. It is possible via a few modifications in the management recipes of both tenures. These modifications reduce the number of jobs created, and the public investments required, with respect to SQ. Conversely, we can say that the EM scenario is less expensive and less labor intensive than SQ. We should place these effects in the current and foreseeable context to better interpret their effects. Provincially, the level at which the public investments for silviculture are drawn, the economic situation is one of budget constraints. In addition, current forest workers are

aging and it is increasingly difficult to recruit new ones (Stanek 1997, Fréchette 2007). So the above tendencies (cost and job creation) could even become assets for ecosystem management. In addition, the social acceptability (Bell et al. 2011, Wyatt et al. 2011) of the EM management recipe, with a greater portion of partial cutting, is likely to be better than SQ.

3.7.4 Privatization

The privatization (PR) scenario uses the same management recipe for both tenures (fig. 3.5), which is the private recipe used in SQ. Consequently, the private results are identical in PR and in SQ, so we will focus here on results from the public tenure. This scenario serves to explore the possibility of managing public forest identical to the private one.

The PR scenario yields at the end of the simulation time a forest structure (fig. 3.6) of public forests that is, in absolute quantities higher, but proportionally the same as private forests. From the initial conditions, young and middle forests increase, while old forests decrease near zero. Public forests in the PR scenario end up with less young compared to SQ, but more than EM and NS. Middle forests are higher in PR than in all other scenarios. Old forests are lower in PR compared to the three other scenarios.

Heterogeneity, used as a coarse-filter biodiversity proxy, increases greatly for age classes in PR, shown by the marked decrease in patch size (fig. 3.7), because treatments are applied with a very small patch size (table 3.3). For all age classes, patch size is lower than in all other scenarios. The effect of this scenario is to diminish the biodiversity potential.

Because public old forests are lower in PR than in all other scenarios, the natural mortality (fig. 3.8) is the lowest. But it is higher in public middle-aged forests in PR than in all three other scenarios. Combining natural mortality for all age classes, NS has the most, followed by EM, PR then SQ. Hence by making the forest younger, the PR scenario experiences less natural mortality.

Logging area (ha) in total cutting is higher in PR than in EM, but much lower than SQ (fig. 3.9), following the management recipe (fig. 3.5). Partial cutting occurs only in middle-aged forests, at a considerably larger rate than private in PR, and public in EM and SQ.

With the same proportion of the tenure treated, public forests under PR have the largest area treated of all scenarios (table 3.3). It also produces the largest amount of wood, creates the greatest number of jobs and receives the greatest amount of public investments. In other word, privatizing the public forests of BSL would mean more jobs per hectare or per cubic meters, and lower wood volume per unit area than EM or SQ. Public investments per treated area and cubic meters produced are higher than EM or SQ. On the other hand, they are slightly lower than EM or SQ if computed against the whole tenure area.

In essence, the privatization scenario, assuming the behavior of NIPF owners as constant, would decrease the remaining biodiversity potential that the public forest still has today with its larger quantity of old forests and lower heterogeneity. Within the scenarios that include logging, the SQ and EM management are more favorable to a coarse filter biodiversity potential. In terms of socio-economic effects, the PR scenario would create more jobs and produce more wood per hectare than the EM scenario or the public tenure in the SQ, given an increase in public incentives relative to SQ.

3.8 CONCLUSION

The first intention of this paper was to provide a better understanding of the effect of different tenures on the sustainability of forest management, in response to the building worldwide tendency towards forest privatization (White and Martin 2002, FAO 2010). Our model allows us to challenge the idea that privatization alone (Desrochers 2002, McElligott 2003) would prevent forest overexploitation and result in a more sustainable forest management. Indeed, maintaining the *status quo* or privatizing the public forest would create more jobs and increase the wood volume production relative to ecosystem management. But it does so in increasing the gap with natural forests (less old forest, more

heterogeneity). It seems that neither of the actual tenures in BSL as all the ingredients to sustainability.

This study contributes to a corpus of studies that also contradict the proposed superiority of privatization with different approaches, through the study of local forest management (Agrawal 1996), the study of cost efficiency (Grebner and Amacher 2000), or the meta-analysis of natural resource governance studies (Dietz et al. 2003, Ostrom 2003, Gueneau and Tozzi 2008).

The second intention of this paper was to simulate changes in the condition the BSL social-ecological system with respect to the silvicultural interventions tagged to each scenario, in order to provide feedback for forest decision-making. Without changing the property rights (private or public ownership) or the institutional arrangements (combination of elements such as public financial incentives, scale of land division, number of land managers), the management recipes of each tenure can be improved as the ecosystem management scenario demonstrated. Our results show that combined, they provide a wider range of societal benefits than alone, or that a diversity of management recipes begets a diversity of benefits (Hunter 1990, Schulte et al. 2006)

Furthermore, decision-making could be better oriented by the inclusion of ecosystem services valuation (Daily et al. 2000, Heal 2000, Kremen and Ostfeld 2005) in the model. This way, in addition to current economic indicators such as the widespread yet problematic GDP (Turner and Fisher 2008, Holt and Hattam 2009), we could have in hand a more thorough estimate of our assets including built capital as well as natural capital (Costanza et al. 1997, Vallée 2002, Mead 2011) to maximize human well-being. Private and public forests can participate in this welfare buildup, given that we use the appropriate tools to fine-tune the governance of our forests, to make our social-ecological system more resilient (Holling 2001).

3.9 ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Dominique Arseneault, Yan Boucher, Dominique Gravel, Luc Lavoie, and Robert Schneider for theoretical discussion and educated guesses and experience sharing to refine the model. We appreciate the STELLA software formation provided by the UQAM Institute of environmental sciences, and the grasp of modeling basics and relevance transmitted by Jean-Pierre Blanchet. We are also grateful to Sébastien Dupuis, Gabriel Fortin, Yanick Gendreau, André de Römer, Arnaud Tarroux and the members the CRFH for the numerous enlightening discussions and fruitful reflections on issues related to this study. Financial support for this project was provided by the Conférence Régionale des Élu(e)s du Bas-Saint-Laurent through the specific agreement on forest management with the Government of Quebec, and by the syndicat des producteurs de bois du Bas-Saint-Laurent. The first author has also been financially supported by the Université du Québec à Rimouski foundation (FUQAR), through the Bourse d'excellence de la Fondation de l'UQAR and the Bourse de recherche sur le développement de la région du Bas-Saint-Laurent FUQAR-Ville de Rimouski.

3.10 REFERENCES

- Agrawal, A.** 1996. The community vs the market and the state: Forest use in Uttarakhand in the Indian Himalayas. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics* **9**(1):1-15.
- Agrawal, A.** 2007. Forests, Governance, and Sustainability: Common Property Theory and its Contributions. *International journal of the commons* **1**(1):111-136.
- Archambault, L., C. Delisle, G. R. Larocque, L. Sirois, and P. Belleau.** 2006. Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir - yellow birch stands of the Lower St. Lawrence region, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **36**(11):2745-2755.
- Audet, J.** 1988. La forêt privée: un potentiel à développer. Rapport du Comité Audet sur l'orientation de la politique relative à la forêt privée. Québec. 84 pp.
- Ayres, R. U., and J. C. J. M. van den Bergh.** 2005. A theory of economic growth with material/energy resources and dematerialization: Interaction of three growth mechanisms. *Ecological Economics* **55**(1):96-118.
- Bell, F. W., N. Thiffault, K. Szuba, N. J. Luckai, and A. Stinson.** 2011. Synthesis of silviculture options, costs, and consequences of alternative vegetation management practices relevant to boreal and temperate conifer forests: Introduction. *Forestry Chronicle* **87**(2):155-160.
- BenDor, T., J. Scheffran, and B. Hannon.** 2009. Ecological and economic sustainability in fishery management: A multi-agent model for understanding competition and cooperation. *Ecological Economics* **68**(4):1061-1073.
- Boucher, Y., D. Arseneault, and L. Sirois.** 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a pre-industrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **36**:505-517.
- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois, and L. Blais.** 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in eastern Canada. *Landscape Ecology* **24**(2):171-184.
- Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin, and P. Tardif.** 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. 21 pp.
- Boulanger, Y., and D. Arseneault.** 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **34**(5):1035-1043.

- Boumans, R., R. Costanza, J. Farley, M. A. Wilson, R. Portela, J. Rotmans, F. Villa, and M. Grasso.** 2002. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics* **41**(3):529-560.
- Bouthillier, L.** 2001. L'impact des investissements publics en forêt privée. La Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent, Rimouski. 24 pp.
- Chivaaura-Mususa, C., B. Campbell, and W. Kenyon.** 2000. SPECIAL SECTION: LAND USE OPTIONS IN DRY TROPICAL WOODLAND ECOSYSTEMS IN ZIMBABWE: The value of mature trees in arable fields in the smallholder sector, Zimbabwe. *Ecological Economics* **33**(3):395-400.
- Cogbill, C. V., J. Burk, and G. Motzkin.** 2002. The forests of presettlement New England, USA: spatial and compositional patterns based on town proprietor surveys. *Journal of Biogeography* **29**(10-11):1279-1304.
- Collins, S. L., S. R. Carpenter, S. M. Swinton, D. E. Orenstein, D. L. Childers, T. L. Gragson, N. B. Grimm, J. M. Grove, S. L. Harlan, J. P. Kaye, A. K. Knapp, G. P. Kofinas, J. J. Magnuson, W. H. McDowell, J. M. Melack, L. A. Ogden, G. P. Robertson, M. D. Smith, and A. C. Whitmer.** 2010. An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**(6):351-357.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. d. Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, and M. v. d. Belt.** 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**(6630):253-260.
- Cubbage, F. W.** 1997. The Public Interest in Private Forests: Developing Regulations and Incentives. Pages xvi, 475 in K. A. Kohm and J. F. Franklin, editors. *Creating a forestry for the 21st century : the science of ecosystem management*. Island Press, Washington, D.C.
- Cumming, G. S., and G. Barnes.** 2007. Characterizing land tenure dynamics by comparing spatial and temporal variation at multiple scales. *Landscape and Urban Planning* **83**(4):219-227.
- Dacko, M.** 2010. Systems Dynamics in Modeling Sustainable Management of the Environment and Its Resources. *Polish Journal of Environmental Studies* **19**(4):699-706.
- Daily, G. C.** 1997. *Nature's services : societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. xx, 392 pp.

- Daily, G. C., T. Soderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, P. R. Ehrlich, C. Folke, A. Jansson, B. O. Jansson, N. Kautsky, S. Levin, J. Lubchenco, K. G. Maler, D. Simpson, D. Starrett, D. Tilman, and B. Walker.** 2000. Ecology - The value of nature and the nature of value. *Science* **289**(5478):395-396.
- Desrochers, P.** 2002. Comment assurer le développement durable de nos forêts? Note économique n°24, Institut économique de Montréal. 4 pp.
- Dietz, T., E. Ostrom, and P. C. Stern.** 2003. The Struggle to Govern the Commons. *Science* **302**(5652):1907-1912.
- Dupuis, S., D. Arseneault, and L. Sirois.** 2011. Change from pre-settlement to present-day forest composition reconstructed from early land survey records in eastern Québec, Canada. *Journal of Vegetation Science* **22**(3):564-575.
- Eppink, F. V., J. C. J. M. van den Bergh, and P. Rietveld.** 2004. Modelling biodiversity and land use: urban growth, agriculture and nature in a wetland area. *Ecological Economics* **51**(3-4):201-216.
- FAO.** 2006. Global Forest Resources Assessment 2005: Progress towards sustainable forest management. ISBN 978-92-5-105586-1, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/docrep/008/a0400e/a0400e0400.htm> 104 pp.
- FAO.** 2007. State of the World's Forest 2007. ISBN 978-92-5-105586-1, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/docrep/009/a0773e/a0773e0700.htm> 144 pp.
- FAO.** 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. ISBN 978-92-5-106654-6, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/> 340 pp.
- Fortin, J.-C., and A. Lechasseur.** 1993. *Histoire du Bas-Saint-Laurent*. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec. 860 pp.
- Fréchette, A.** 2007. The sustainable governance of common-pool resources: Property rights institutions and the social, political, and economic conditions affecting resource use outcomes. UQAM. 57 pp.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. D. Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron.** 2009. *Ecosystem management in the Boreal Forest*. Sainte-Foy, Québec : Presses de l'Université du Québec, Sainte-Foy, Québec.
- Gouvernement du Québec.** 1986. *Loi sur les Forêts*. Gazette officielle du Québec, editor. Éditeur officiel du Québec, Québec. 102 pp.

- Gouvernement du Québec.** 2010. *Projet de loi n°57: Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*. Gazette officielle du Québec, editor. Éditeur officiel du Québec, Québec. 112 pp.
- Grebner, D. L., and G. S. Amacher.** 2000. The impacts of deregulation and privatization on cost efficiency in New Zealand's forest industry. *Forest Science* **46**(1):40-51.
- Gueneau, S., and P. Tozzi.** 2008. Towards the privatization of global forest governance? *International Forestry Review* **10**(3):550-562.
- Haley, D., and H. Nelson.** 2007. Has the time come to rethink Canada's Crown forest tenure systems? *The Forestry Chronicle* **83**(5):630-641.
- Heal, G.** 2000. Valuing ecosystem services. *Ecosystems* **3**(1):24-30.
- Holling, C. S.** 2001. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems* **4**(5):390-405.
- Holt, A. R., and C. Hattam.** 2009. Capitalizing on nature: how to implement an ecosystem approach. *Biology Letters* **5**(5):580-582.
- Hunter, M. L.** 1990. *Wildlife, forests, and forestry : principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J. xiv, 370 pp.
- Hunter, M. L.** 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. ; New York. xiv, 698 pp.
- Janssen, M. A., J. M. Anderies, and E. Ostrom.** 2007. Robustness of social-ecological systems to spatial and temporal variability. *Society & Natural Resources* **20**(4):307-322.
- Kindscher, K., and N. Scott.** 1977. Land Ownership and Tenure of the Largest Land Parcels in the Flint Hills of Kansas, USA. *Natural areas journal* **17**:131-135.
- Kremen, C., and R. S. Ostfeld.** 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* **3**(10):540-548.
- Liu, J. G., T. Dietz, S. R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A. N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C. L. Redman, S. H. Schneider, and W. W. Taylor.** 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* **317**(5844):1513-1516.
- Lorimer, C. G.** 1977. The Presettlement Forest and Natural Disturbance Cycle of Northeastern Maine. *Ecology* **58**(1):139-148.

- Lorimer, C. G., and A. S. White.** 2003. Scale and frequency of natural disturbances in the northeastern US: implications for early successional forest habitats and regional age distributions. *Forest Ecology and Management* **185**(1-2):41-64.
- Lortie, M., F. Côté, H. Fillion, L. Laneville, and M. Pleau.** 1984. L'avenir de la forêt privée. Rapport du comité de consultation sur l'avenir de la forêt privée au Québec. Ministère de l'énergie et des ressources, [Québec]. 35 pp.
- Luckert, M., and I. Vertinsky.** 2007. Forest Privatization Should not be Censored from Debates about Forest Tenure Policies. *Forestry Chronicle* **83**(6):790-791.
- McElligott, P.** 2003. Creating win-wins in BC's forests ... Taking on the sacred cows. *Forestry Chronicle* **79**(3):659-663.
- Mead, H. L.** 2011. *L'indice de progrès véritable du Québec: quand l'économie dépasse l'écologie*. 386 pp.
- Millennium Ecosystem Assessment.** 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. [Online]: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. 137 pp.
- Ministère des Ressources Naturelles.** 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999. ISBN: 2-550-38017-7, Gouvernement du Québec, Charlesbourg, Qc, Canada. 276 pp.
- Ministère des Ressources Naturelles de la Faune et des Parcs.** 2004. Portrait Forestier de la Région du Bas-Saint-Laurent. Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs. Direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Québec. 114 pp.
- Mladenoff, D. J.** 2004. LANDIS and forest landscape models. *Ecological Modelling* **180**(1):7-19.
- Morin, P., L. Sirois, and L. Bouthillier.** *In preparation-a*. Comparaison des retombées socio-économiques des petits lots de forêt privée et de la forêt publique : une étude de cas dans l'est du Québec.
- Morin, P., L. Sirois, and L. Bouthillier.** *In preparation-b*. Comparing the effects of private and public land tenures on the structure and heterogeneity of mixed forests, eastern Canada.
- NRCAN.** 2006. The State of Canada's Forests 2005-2006: Forest industry competitiveness. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Ottawa, ON. [Online] URL: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/26336.pdf> 79 pp.
- Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent.** 2003. Rapport sur l'État de la forêt publique au Bas-Saint-Laurent. Rimouski, Qc. 128 pp.

- Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent.** 2004. Rapport sur l'État de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent. Rimouski, Qc. 122 pp.
- Oreskes, N., K. Shrader-Frechette, and K. Belitz.** 1994. Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science* **263**(5147):641-646.
- Ostrom, E.** 2003. How types of goods and property rights jointly affect collective action. *Journal of Theoretical Politics* **15**(3):239-270.
- Ostrom, E.** 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**(39):15181-15187.
- Ostrom, E.** 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* **325**(5939):419-422.
- Paillé, G., A.-C. Leamy, Y. Barrette, M. Castonguay, P. Drolet, D. Langevin, M. Langevin, R. Lord, M. Pleau, and G. Vallée.** 1978. Rapport du groupe de travail sur la politique forestière relative aux forêts privées du Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des Terres et Forêts, Québec. 246 pp.
- Poulin, J.-F., and M.-A. Villard.** 2011. Edge effect and matrix influence on the nest survival of an old forest specialist, the Brown Creeper (*Certhia americana*). *Landscape Ecology* **26**(7):911-922.
- Robitaille, A., and J.-P. Saucier.** 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Direction de la gestion des stocks forestiers, et direction des Relations publiques, Ministère des Ressources naturelles du Québec. Publications du Québec., Sainte-Foy, Québec. 213 pp.
- Sargent, R. G.** 2007. *Verification and validation of simulation models*. Pages 124-137 in Proceedings of the 39th conference on Winter simulation: 40 years! The best is yet to come. IEEE Press, Washington D.C.
- Scheller, R. M., and D. J. Mladenoff.** 2007. An ecological classification of forest landscape simulation models: tools and strategies for understanding broad-scale forested ecosystems. *Landscape Ecology* **22**(4):491-505.
- Schulte, L. A., R. J. Mitchell, J. M. L. Hunter, J. F. Franklin, R. Kevin McIntyre, and B. J. Palik.** 2006. Evaluating the conceptual tools for forest biodiversity conservation and their implementation in the U.S. *Forest Ecology and Management* **232**(1-3):1-11.
- Service canadien des forêts.** 1994. *Le Programme de développement forestier de l'Est du Québec, 1983-1993*. Ste-Foy, Québec. 65 pp.

- Stanek, O.** 1997. Les travailleurs forestiers du Bas-Saint-Laurent. UQAR-Grídeq, Rimouski. 255 pp.
- Turner, R. K., and G. C. Daily.** 2008. The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resource Economics* **39**(1):25-35.
- Turner, R. K., and B. Fisher.** 2008. Environmental economics: To the rich man the spoils. *Nature* **451**(7182):1067-1068.
- Vallée, A.** 2002. *Économie de l'environnement*. Éditions du Seuil, Paris. 344 pp.
- van den Belt, M.** 2006. Mediated modeling of the impacts of enhanced UV-B radiation on ecosystem services. *Photochemistry and Photobiology* **82**(4):865-877.
- Victor, P. A., and G. Rosenbluth.** 2007. Managing without growth. *Ecological Economics* **61**(2-3):492-504.
- White, A., and A. Martin.** 2002. Who owns the World's forests? 0-9713606-2-6, Forest Trends, Washington, D.C. (USA). [Online]: http://www.forest-trends.org/documents/publications/tenurereport_whoowns.pdf 32 pp.
- Wyatt, S., M.-H. Rousseau, S. Nadeau, N. Thiffault, and L. Guay.** 2011. Social Concerns, Risk and The Acceptability of Forest Vegetation Management Alternatives: Insights for Managers. *The Forestry Chronicle* **87**(02):274-289.
- Zerlentes, B., G. J. D. Hewings, and S. Weiler.** 2009. Modeling production externalities in the maquila industry. *Ecological Economics* **68**(3):822-835.

Table 3.1 Model parameters. Italics indicate exact variable names in the model. Model sectors and variables are shown in fig. 3.2-3.4.

Sector	Variable	Class	Private			Public			Source
Tenure	Forest_Area (ha)		689,598			1,095,103			(Morin et al. <i>In preparation-a</i>)
Growth	Initial_	Young	Deciduous	Mixed	Conifer	Deciduous	Mixed	Conifer	(Morin et al. <i>In preparation-b</i>)
	Proportion_	Middle	0.1935	0.1710	0.1863	0.1370	0.1611	0.2136	
		Old	0.1721	0.1727	0.0480	0.1114	0.1518	0.1033	
Regeneration			0.0301	0.0066	0.0197	0.0505	0.0205	0.0508	(Morin et al. <i>In preparation-b</i>)
	Natural_regeneration_proportion		0.3513	0.3104	0.3383	0.2677	0.3149	0.4174	(Morin et al. <i>In preparation-b</i>)
Heterogeneity	Initial_patch_size_	Young	12.31	11.58	9.98	18.92	21.67	19.49	(Morin et al. <i>In preparation-b</i>)
	(ha)	Middle	12.92	12.45	6.74	22.38	23.21	18.49	
		Old	12.51	4.73	6.85	16.53	10.85	11.44	
	Total_cuts_patch_size (ha)		1.701			19.871			
Natural disturbances	_Cycle	Fire				1/390			(Boucher et al. 2011)
	(1/years)	Windthrow				1/5,265			(Boucher et al. 2009)
		Epidemics				1/850			(Lorimer and White 2003)
Management recipe	Proportion_treated		0.02791			0.02345			(Morin et al. <i>In preparation-a</i>)
	_proportion	Preparation	0.1037			0.0905			
		Plantation	0.1455			0.1374			
		Education	0.1930			0.3364			
		Partial cut	0.3066			0.0642			
		Total cut	0.2512			0.3716			
Wood	Cubic_Meters_	Education				45			(Morin et al. <i>In preparation-a</i>)
	(m3/ha treatment)	Partial cut				80			
		Total cut				160			
Jobs	Labor intensity, labeled	Preparation	1.622			0.295			(Morin et al. <i>In preparation-a</i>)
		Plantation	2.067			1.578			
	Productivity_	Education	3.602			1.807			
	(work-days/ha treatment)	Partial cut	0.693			0.643			
Public investments		Total cut	1.524			0.947			(Morin et al. <i>In preparation-a</i>)
	Investment per treatment area	Preparation	498.30			255.57			
		Plantation	438.68			459.67			
	(\$/_ha)	Education	635.89			523.40			
		Partial cut	133.85			282.18			
		Total cut	0.00			0.00			

Table 3.2 Scenarios summary. For each scenario, the sections that are turned on or off are indicated. Modifications in model sections with respect to the *status quo* scenario are described, with the source where relevant.

Scenario	<i>Status quo</i>	No silviculture	Ecosystem Management	Privatization	
Tenures	Both	Both	Both	Private	Public
Growth	ON	ON	ON	ON	ON
Regeneration	ON	ON	•Natural regeneration proportions changed to historic values (Boucher et al. 2011).	ON	ON
Heterogeneity	ON	•Regeneration patch size based on natural dynamics (Lorimer 2003).	Total cuts patch size based on natural dynamics (Lorimer 2003).	ON	Total cuts patch size as private.
Natural disturbances	ON	ON	ON	ON	ON
Management recipe	ON	Off	•Total cuts reduced to natural dynamics proportion (Boucher et al. 2011). •Partial cutting increased. •Preparation and plantation decreased.	ON	As private.
Partial cuts	ON	Off	•Distributed proportionally between middle and old age classes.	ON	ON
Total cuts	ON	Off	•Decreased to 0.33 % of landscape	ON	ON
Wood volume	ON	Off	ON	ON	ON
Jobs	ON	Off	ON	ON	Labor intensity as private.
Public investments	ON	Off	ON	ON	As private.

Table 3.3 Simulation results. Higher values between private and public for each variable in a scenario is indicated in bold.

Variable	Detail	<i>Status quo</i>		No sylviculture		Ecosystem Management		Privatization	
		Private	Public	Private	Public	Private	Public	Private	Public
Area (ha)	% of tenure treated	2.791	2.345	0	0	2.794	2.554	2.791	2.791
	Ha treated	19,247	25,685	0	0	19,267	27,963	19,247	30,564
New patch size (ha)		1.7	19.9	24.2	24.2	24.2	24.2	1.7	1.7
Wood volume (m ³)	/year	1.41 x10 ⁶	2.05 x10⁶	0	0	1.41 x10 ⁶	2.05 x10⁶	1.41 x10 ⁶	2.24 x10⁶
	/ha treated	73	80	0	0	73	80	73	73
	/ha tenure	2.0	1.9	0	0	2.0	1.9	2.0	2.0
Jobs (week-person)	/year	7,930	7506	0	0	6,305	6,466	7,930	12,593
	/1,000 ha treated	412	292	0	0	327	231	412	412
	/1,000 ha tenure	11	6.9	0	0	9.1	5.9	11	11
	/1,000 m ³	5.6	3.7	0	0	4.5	3.1	5.6	5.6
Public investments (\$)	/year	5.37 x10 ⁶	8.42 x10⁶	0	0	4.89 x10 ⁶	8.33 x10⁶	5.37x10 ⁶	8.54 x10⁶
	/ha treated	279	328	0	0	254	298	279	279
	/ha tenure	7.8	7.7	0	0	7.1	7.6	7.8	7.8
	/m ³	3.8	4.1	0	0	3.5	4.1	3.8	3.8
	/week-person	677.18	1,121.77	0	0	775.57	1,288.28	677.18	678.15

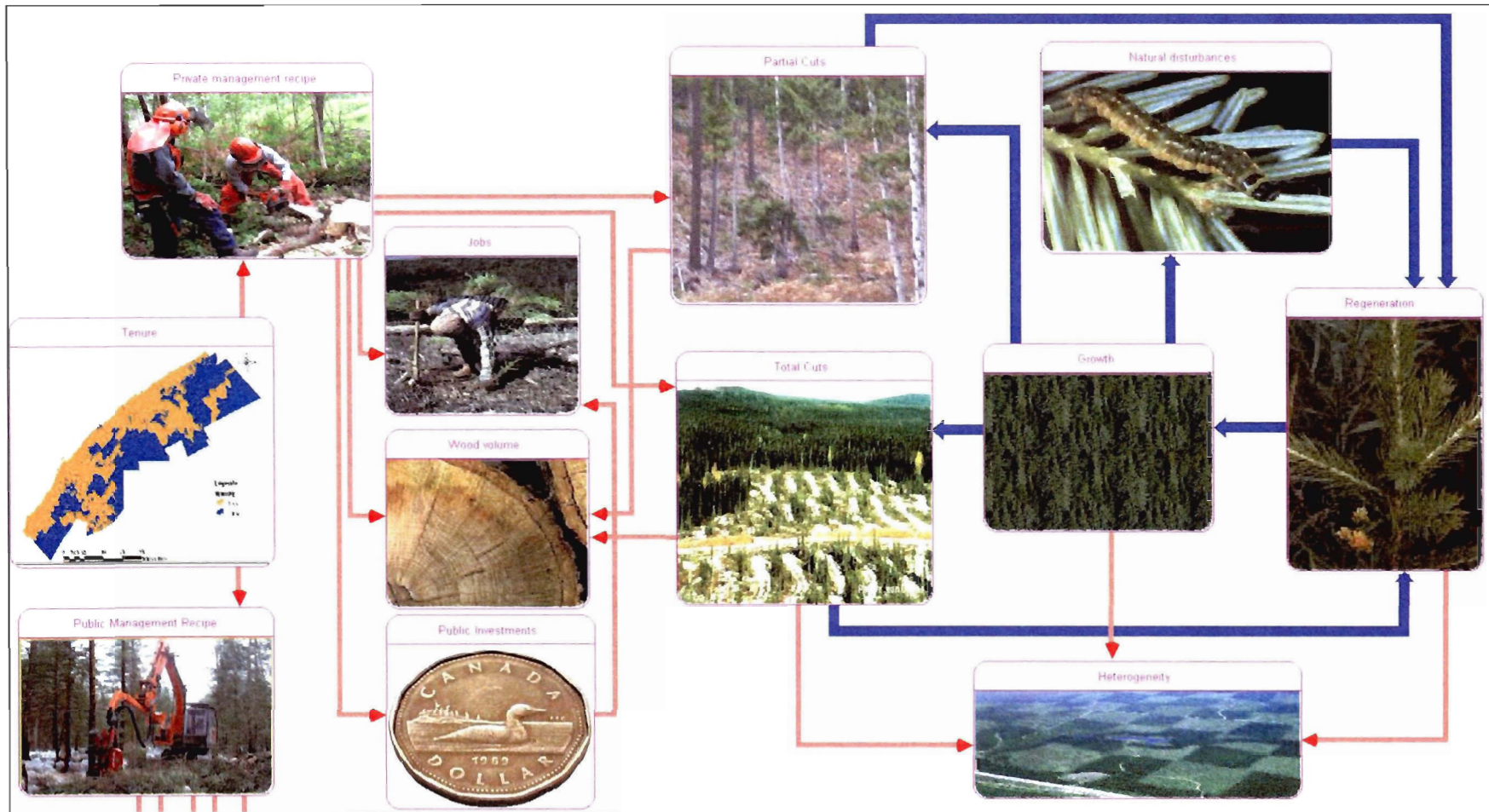


Figure 3.1 Simplified STELLA® map of the model, showing the different sections of the model, and their interconnections. Wide blue arrows represent bundled flows, red thin arrows represent bundled action connectors. The model is twofold, with a public part (not shown) identical to the private part (shown). The details of each section are shown in figures 3.2-3.4.

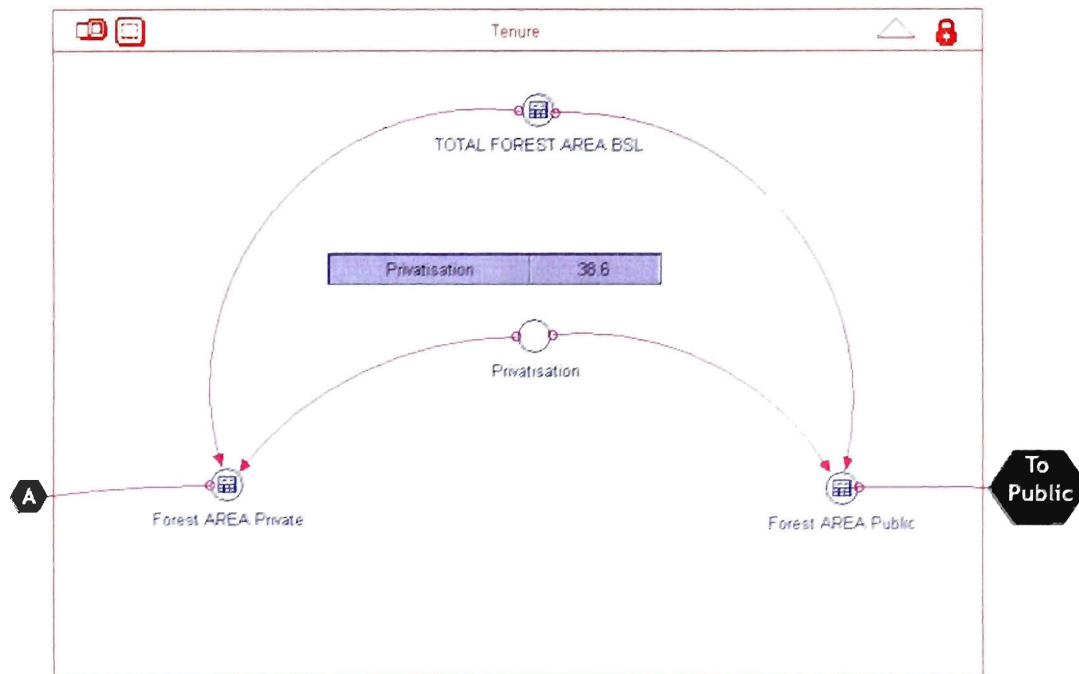


Figure 3.2 STELLA® representation of tenure section, which is common to private and public parts of the model. This section serves to share the total forested area of the Bas-Saint-Laurent region between the two tenures, for any given scenario. Arrows are connectors that shows links between the converters (circles), which contain the model equations. The default private proportion is of 38.6 %, measured in (Morin et al. *In preparation-b*). The hexagon with letter A shows the corresponding connector arriving in figure 3.3. The public portion of the model (not shown, represented by “To Public” hexagon) is an exact replicate of the private portion, showed on figures 3.3 and 3.4.

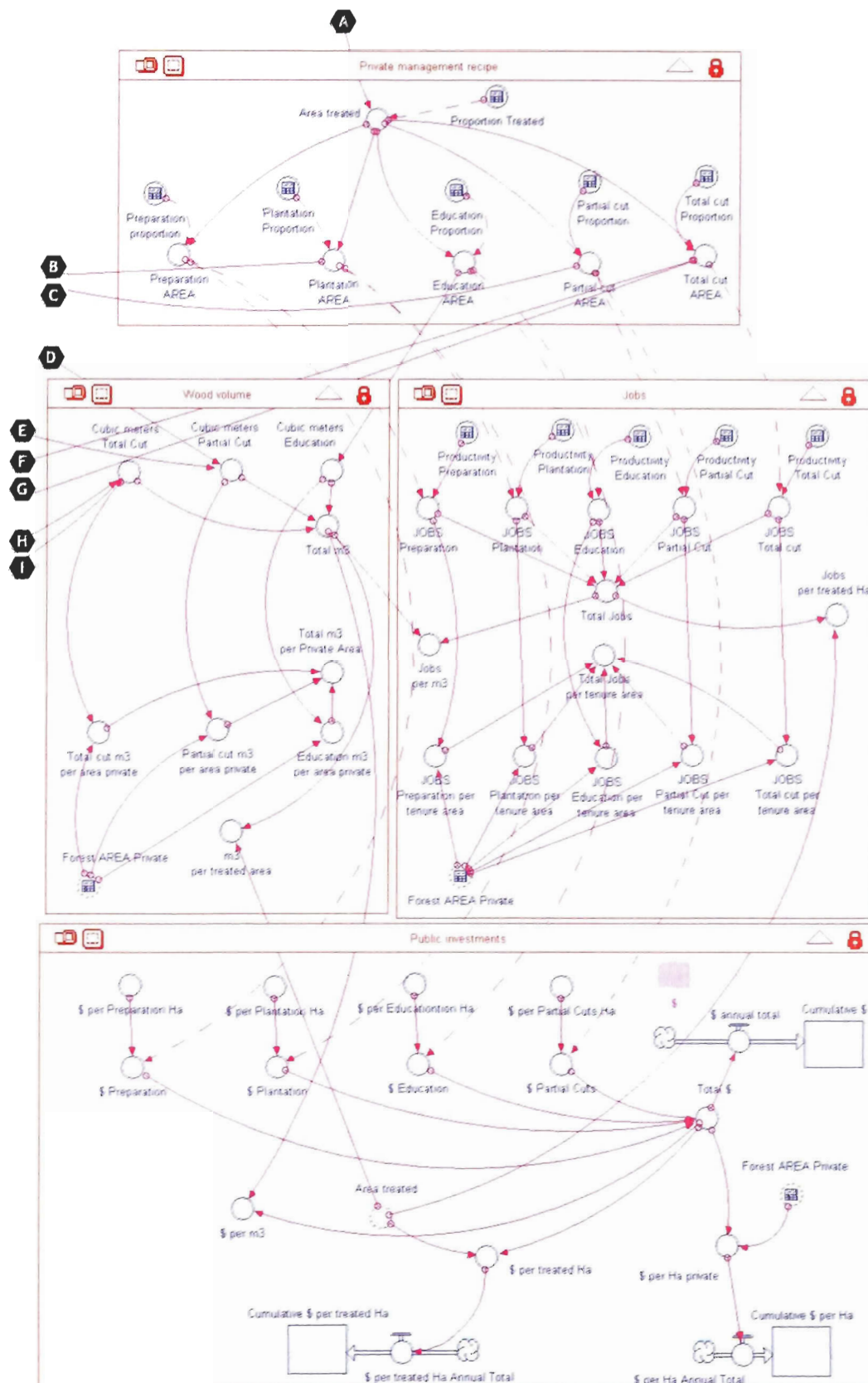


Figure 3.3 Management recipe (private shown here), jobs, wood volume and public investment sections of the model. Black hexagons show the connections with figures 3.2 and 3.4.

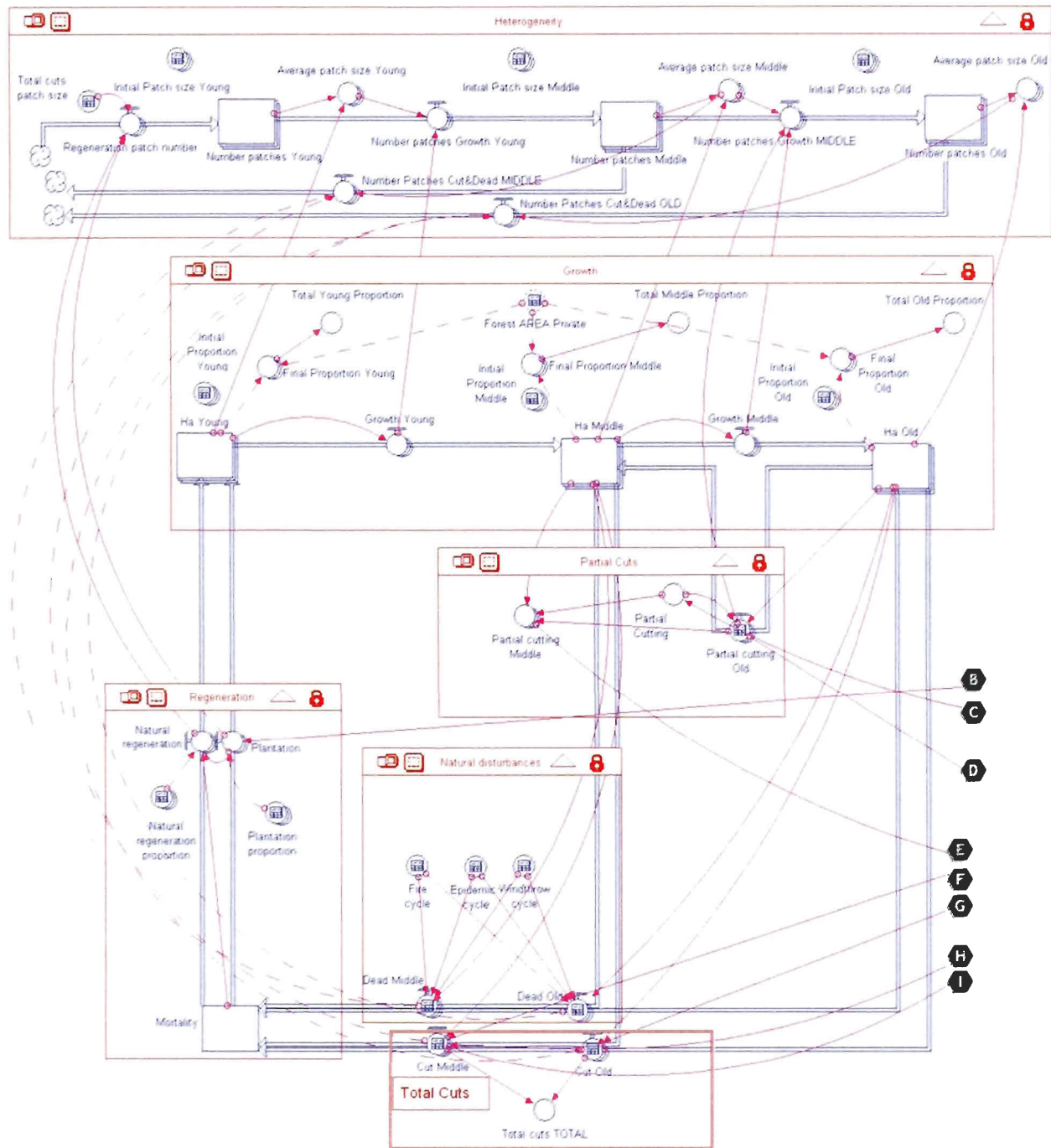


Figure 3.4 STELLA® diagram showing the growth, partial cuts, total cuts, natural disturbances and regeneration sections, which are the heart of the model. Stocks (squares) accumulate hectares, which are transferred by flows (arrows with a “T-shaped” handle representing a tap). Some variables are arrayed (represented by a three-layer stock, flow or converter) according to cover type, allowing to separate conifer, mixed and deciduous hectares in the same simulation. Dashed arrows are information connectors, while solid arrows are action connectors. The heterogeneity section calculates the size of forest patches of each age-cover class. Black hexagons show the connections with figures 3.2 and 3.3.

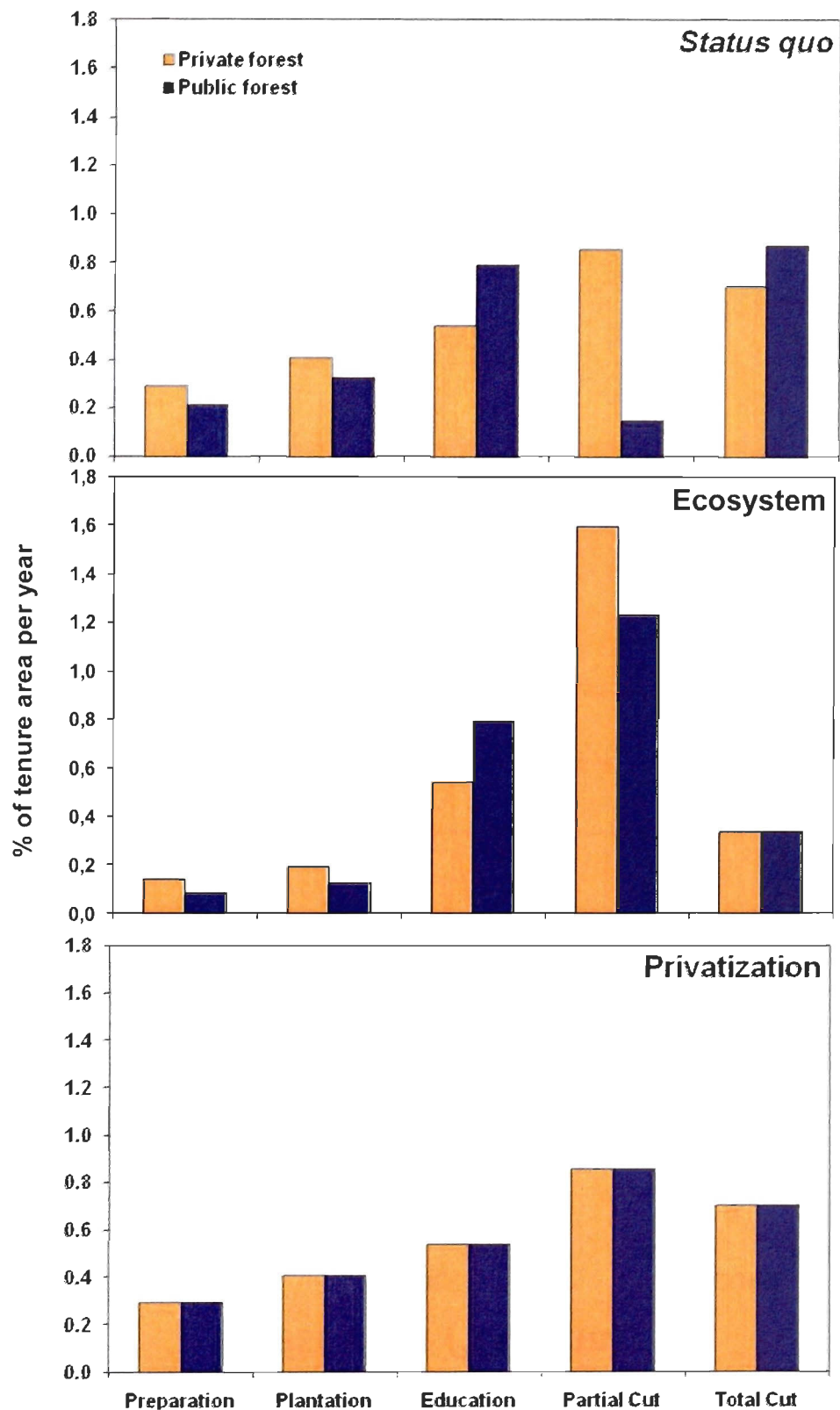


Figure 3.5 Treatment sets used in the management recipe section (see fig. 3.3) for the three scenarios with active silviculture, showing the proportion of the forest under each tenure is treated annually.

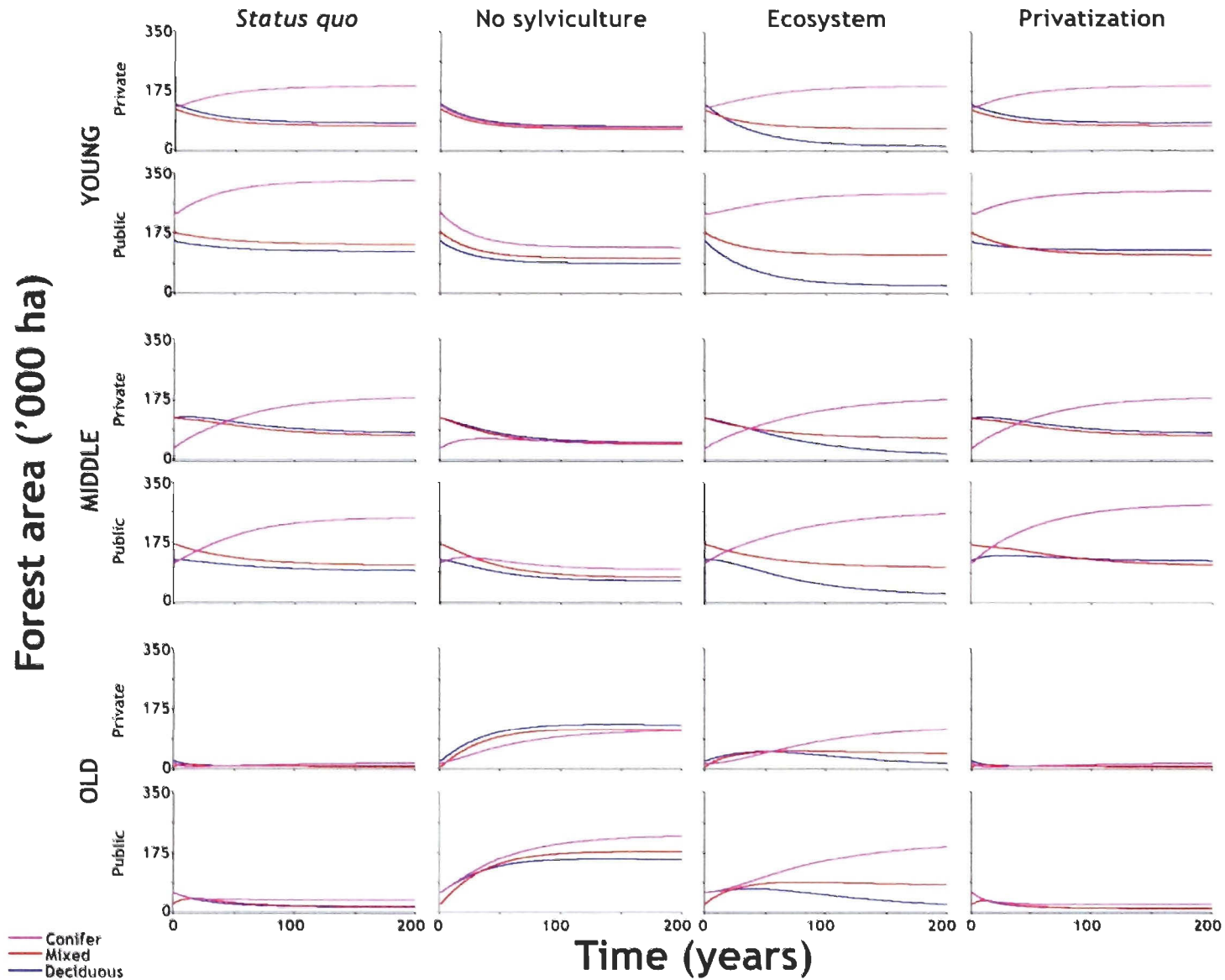


Figure 3.6 Mosaic of STELLA graph outputs showing forest hectares of young, middle, and old age class for conifer, mixed and deciduous cover type. *Status quo*, no silviculture, ecosystem based management and privatization scenarios are simulated.

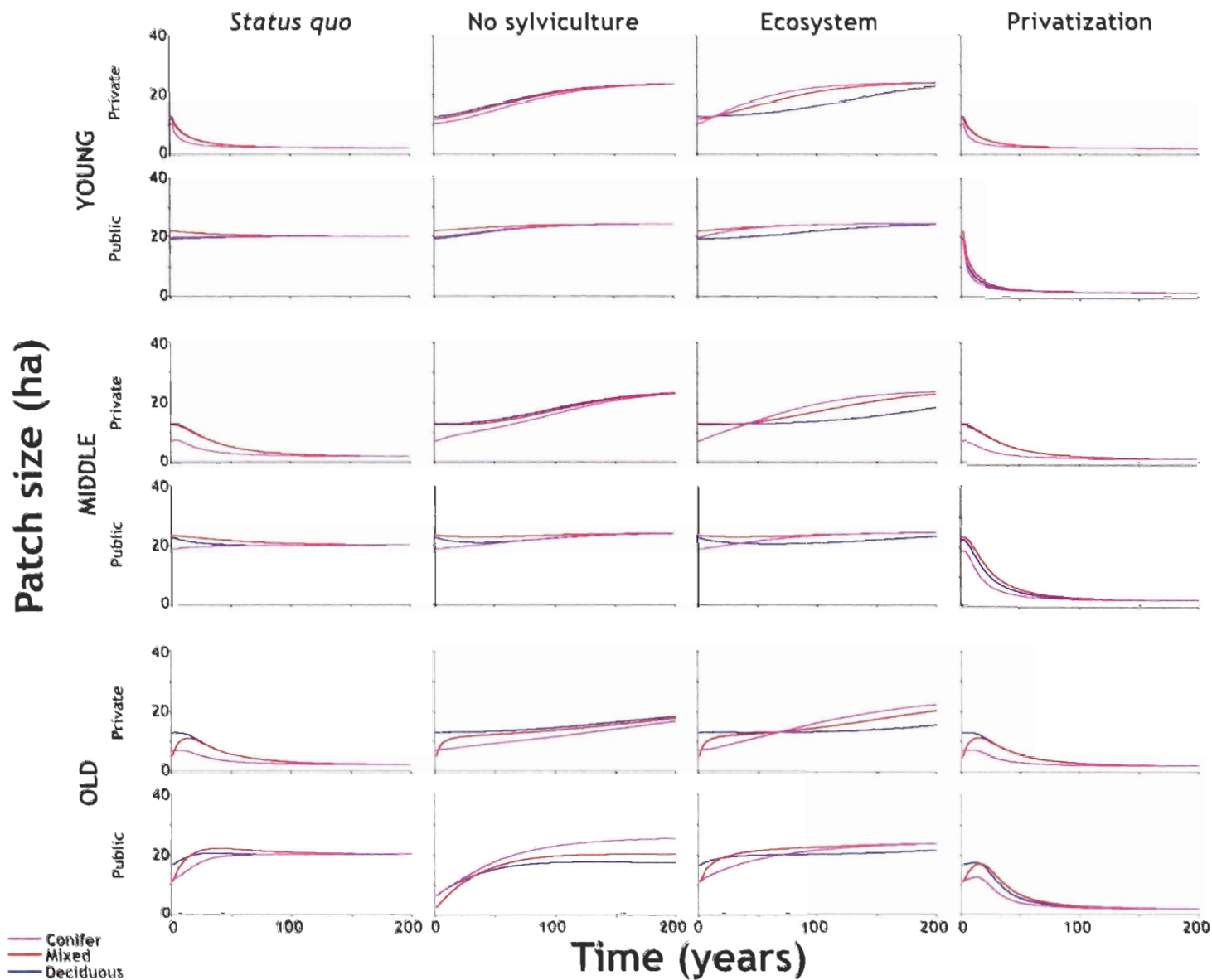


Figure 3.7 Heterogeneity shown as a function of mean patch size for young, middle and old age classes of conifer, mixed and deciduous forest under private and public tenure. *Status quo*, no silviculture, ecosystem based management and privatization scenarios are simulated.

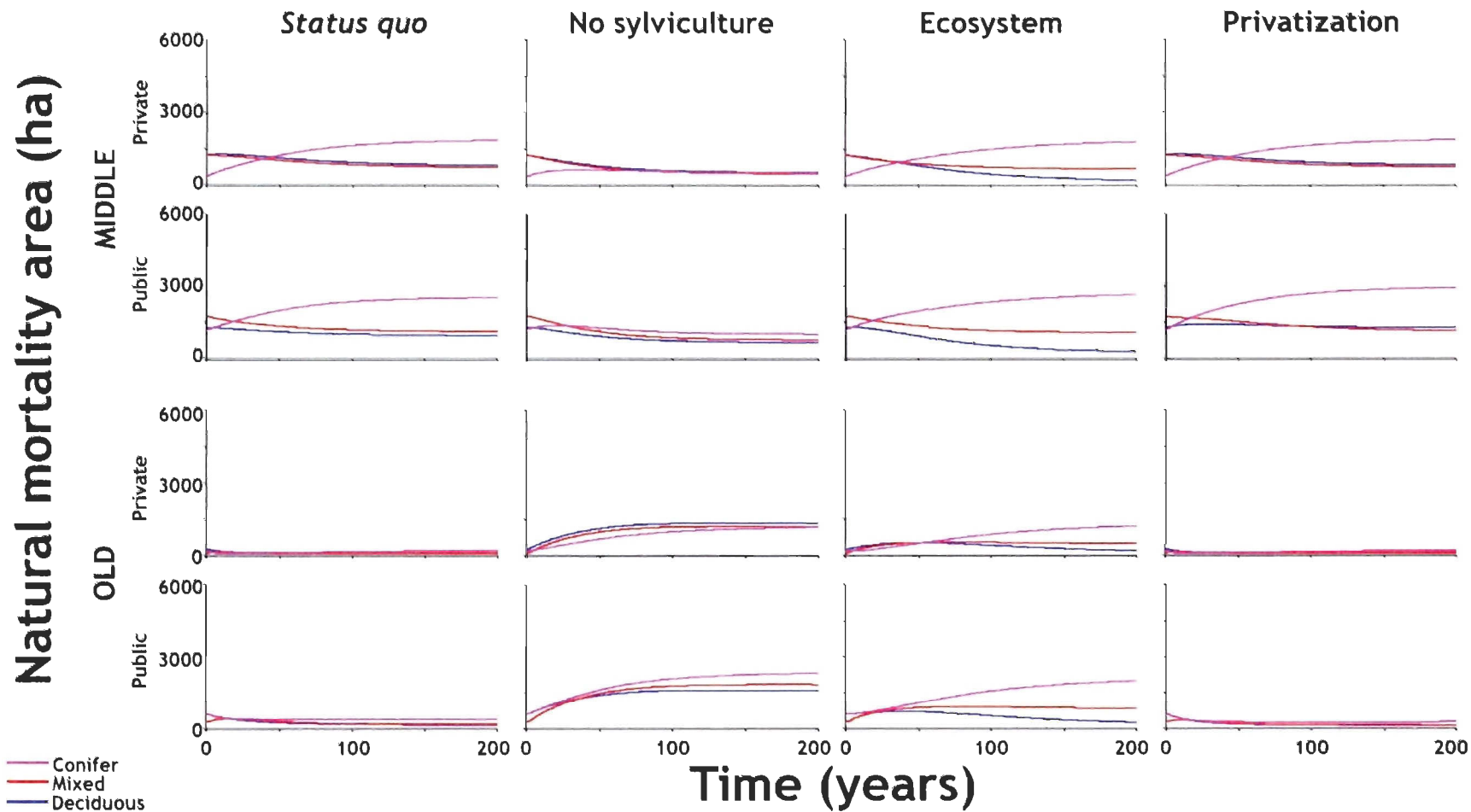


Figure 3.8 Annual area subject to natural mortality, which occurs only in middle and age classes, under private and public tenures for *status quo*, no sylviculture, ecosystem based management and privatization scenarios

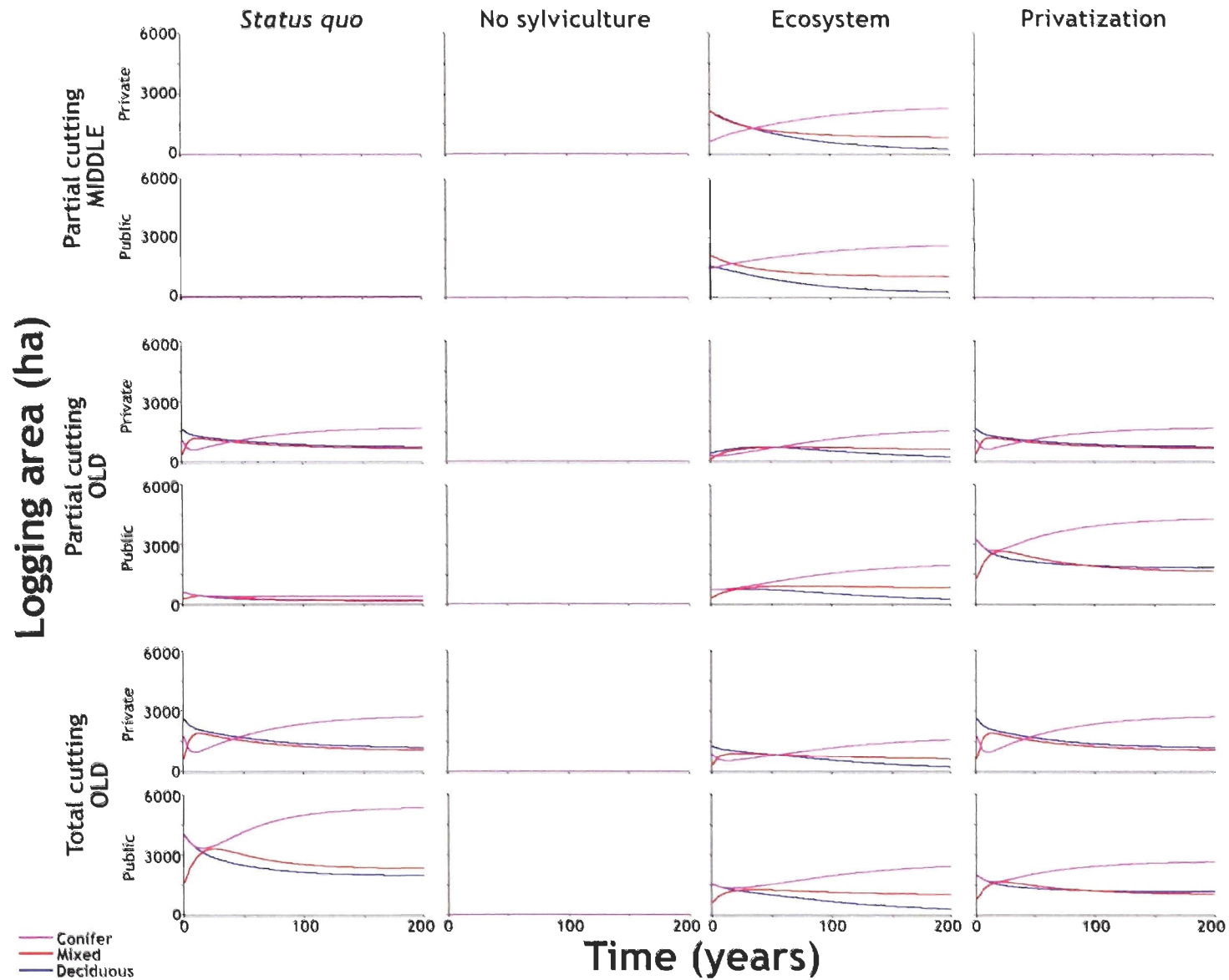


Figure 3.9 Area logged annually, in hectares, using partial and total cutting, in the four scenarios. Note that although the model allowed for total cutting in the middle age class, the scenarios we designed did not require it, as the old age class had a sufficient area.

3.11 APPENDIX 1

Model equations, in alphabetical order of section name.

Growth

- $Ha_Middle[Cover](t) = Ha_Middle[Cover](t - dt) + (Growth_Young[Cover] + Partial_cutting_Old[Cover] - Growth_Middle[Cover] - Dead_Middle[Cover] - Cut_Middle[Cover]) * dt$
 INIT $Ha_Middle[Cover] = Forest_AREA_Private * Initial_Proportion_Middle[Cover]$
 INFLOWS:
 - ⇒ $Growth_Young[Cover] = Ha_Young[Cover] * (1/40)$
 - ⇒ $Partial_cutting_Old[Cover]$ (IN SECTOR: Partial Cuts)
 OUTFLOWS:
 - ⇒ $Growth_Middle[Cover] = Ha_Middle[Cover] * (1/40)$
 - ⇒ $Dead_Middle[Cover]$ (IN SECTOR: Natural disturbances)
 - ⇒ $Cut_Middle[Cover]$ (IN SECTOR: Total Cuts)
- $Ha_Old[Cover](t) = Ha_Old[Cover](t - dt) + (Growth_Middle[Cover] - Dead_Old[Cover] - Cut_Old[Cover] - Partial_cutting_Old[Cover]) * dt$
 INIT $Ha_Old[Cover] = (Initial_Proportion_Old[Cover] * Forest_AREA_Private)$
 INFLOWS:
 - ⇒ $Growth_Middle[Cover] = Ha_Middle[Cover] * (1/40)$
 OUTFLOWS:
 - ⇒ $Dead_Old[Cover]$ (IN SECTOR: Natural disturbances)
 - ⇒ $Cut_Old[Cover]$ (IN SECTOR: Total Cuts)
 - ⇒ $Partial_cutting_Old[Cover]$ (IN SECTOR: Partial Cuts)
- $Ha_Young[Cover](t) = Ha_Young[Cover](t - dt) + (Plantation[Cover] + Natural_regeneration[Cover] - Growth_Young[Cover]) * dt$
 INIT $Ha_Young[Cover] = Forest_AREA_Private * Initial_Proportion_Young[Cover]$
 INFLOWS:
 - ⇒ $Plantation[Cover]$ (IN SECTOR: Regeneration)
 - ⇒ $Natural_regeneration[Cover]$ (IN SECTOR: Regeneration)
 OUTFLOWS:
 - ⇒ $Growth_Young[Cover] = Ha_Young[Cover] * (1/40)$
- $Final_Proportion_Middle[Cover] = Ha_Middle[Cover] / Forest_AREA_Private$
- $Final_Proportion_Old[Cover] = Ha_Old[Cover] / Forest_AREA_Private$
- $Final_Proportion_Young[Cover] = Ha_Young[Cover] / Forest_AREA_Private$
- $Initial_Proportion_Middle[Cover] = [0.172103599, 0.172660654, 0.047971038]$
- $Initial_Proportion_Old[Cover] = [0.030119111, 0.006588593, 0.019725231]$
- $Initial_Proportion_Young[Cover] = [0.193519086, 0.170998232, 0.186332442]$
- $Total_Middle_Proportion = ARRAYSUM(Final_Proportion_Middle[*])$
- $Total_Old_Proportion = ARRAYSUM(Final_Proportion_Old[*])$
- $Total_Young_Proportion = ARRAYSUM(Final_Proportion_Young[*])$

Heterogeneity

- $\text{Number_patches_Middle}[\text{Cover}](t) = \text{Number_patches_Middle}[\text{Cover}](t - dt) +$
 $(\text{Number_patches_Growth_Young}[\text{Cover}] - \text{Number_patches_Growth_MIDDLE}[\text{Cover}] -$
 $\text{Number_Patches_Cut\&Dead_MIDDLE}[\text{Cover}]) * dt$
 $\text{INIT Number_patches_Middle}[\text{Cover}] = \text{Ha_Middle}[\text{Cover}]/\text{Initial_Patch_size_Middle}[\text{Cover}]$
 INFLOWS:
 - $\text{Number_patches_Growth_Young}[\text{Cover}] =$
 $(\text{Growth_Young}[\text{Cover}])/\text{Average_patch_size_Young}[\text{Cover}]$ OUTFLOWS:
 - $\text{Number_patches_Growth_MIDDLE}[\text{Cover}] =$
 $(\text{Growth_Middle}[\text{Cover}] - \text{Partial_cutting_Old}[\text{Cover}])/\text{Average_patch_size_Middle}[\text{Cover}]$
 - $\text{Number_Patches_Cut\&Dead_MIDDLE}[\text{Cover}] =$
 $(\text{Cut_Middle}[\text{Cover}] + \text{Dead_Middle}[\text{Cover}])/\text{Average_patch_size_Middle}[\text{Cover}]$
- $\text{Number_patches_Old}[\text{Cover}](t) = \text{Number_patches_Old}[\text{Cover}](t - dt) +$
 $(\text{Number_patches_Growth_MIDDLE}[\text{Cover}] - \text{Number_Patches_Cut\&Dead_OLD}[\text{Cover}]) * dt$
 $\text{INIT Number_patches_Old}[\text{Cover}] = \text{Ha_Old}[\text{Cover}]/\text{Initial_Patch_size_Old}[\text{Cover}]$
 INFLOWS:
 - $\text{Number_patches_Growth_MIDDLE}[\text{Cover}] =$
 $(\text{Growth_Middle}[\text{Cover}] - \text{Partial_cutting_Old}[\text{Cover}])/\text{Average_patch_size_Middle}[\text{Cover}]$ OUTFLOWS:
 - $\text{Number_Patches_Cut\&Dead_OLD}[\text{Cover}] =$
 $(\text{Cut_Old}[\text{Cover}] + \text{Dead_Old}[\text{Cover}])/\text{Average_patch_size_Old}[\text{Cover}]$
- $\text{Number_patches_Young}[\text{Cover}](t) = \text{Number_patches_Young}[\text{Cover}](t - dt) +$
 $(\text{Regeneration_patch_number}[\text{Cover}] - \text{Number_patches_Growth_Young}[\text{Cover}]) * dt$
 $\text{INIT Number_patches_Young}[\text{Cover}] = \text{Ha_Young}[\text{Cover}]/\text{Initial_Patch_size_Young}[\text{Cover}]$
 INFLOWS:
 - $\text{Regeneration_patch_number}[\text{Cover}] =$
 $(\text{Natural_regeneration}[\text{Cover}] + \text{Plantation}[\text{Cover}])/\text{Total_cuts_patch_size}$ OUTFLOWS:
 - $\text{Number_patches_Growth_Young}[\text{Cover}] =$
 $(\text{Growth_Young}[\text{Cover}])/\text{Average_patch_size_Young}[\text{Cover}]$
- $\text{Average_patch_size_Middle}[\text{Cover}] = \text{Ha_Middle}[\text{Cover}]/\text{Number_patches_Middle}[\text{Cover}]$
- $\text{Average_patch_size_Old}[\text{Cover}] = \text{Ha_Old}[\text{Cover}]/\text{Number_patches_Old}[\text{Cover}]$
- $\text{Average_patch_size_Young}[\text{Cover}] = (\text{Ha_Young}[\text{Cover}])/\text{Number_patches_Young}[\text{Cover}]$
- $\text{Initial_Patch_size_Middle}[\text{Cover}] = [12.9161475230166,$
 $12.45024076,$
 $6.744320792]$
- $\text{Initial_Patch_size_Old}[\text{Cover}] = [12.5145120818182,$
 $4.729329707,$
 $6.847160242]$
- $\text{Initial_Patch_size_Young}[\text{Cover}] = [12.3119795826292,$
 $11.578,$
 $9.980]$
- $\text{Total_cuts_patch_size} = 1.701$

Jobs

- $JOBS_Education = Education_AREA * (Productivity_Education / 5)$
- $JOBS_Education_per_tenure_area = JOBS_Education / (Forest_AREA_Private / 1000)$
- $JOBS_Partial_Cut = Partial_cut_AREA * (Productivity_Partial_Cut / 5)$
- $JOBS_Partial_Cut_per_tenure_area = JOBS_Partial_Cut / (Forest_AREA_Private / 1000)$
- $Jobs_per_m3 = Total_Jobs / (Total_m3 / 1000)$
- $Jobs_per_treated_Ha = Total_Jobs / (Area_treated / 1000)$
- $JOBS_Plantation = Plantation_AREA * (Productivity_Plantation / 5)$
- $JOBS_Plantation_per_tenure_area = JOBS_Plantation / (Forest_AREA_Private / 1000)$
- $JOBS_Preparation = Preparation_AREA * (Productivity_Preparation / 5)$
- $JOBS_Preparation_per_tenure_area = JOBS_Preparation / (Forest_AREA_Private / 1000)$
- $JOBS_Total_cut = Total_cut_AREA * (Productivity_Total_Cut / 5)$
- $JOBS_Total_cut_per_tenure_area = JOBS_Total_cut / (Forest_AREA_Private / 1000)$
- $Productivity_Education = 3.601886028$
- $Productivity_Partial_Cut = 0.692686603$
- $Productivity_Plantation = 2.067165615$
- $Productivity_Preparation = 1.622083137$
- $Productivity_Total_Cut = 1.523809524$
- $Total_Jobs =$
 $SUM(JOBS_Education, JOBS_Partial_Cut, JOBS_Plantation, JOBS_Plantation, JOBS_Preparation, JOBS_Total_cut)$
- $Total_Jobs_per_tenure_area =$
 $SUM(JOBS_Education_per_tenure_area, JOBS_Partial_Cut_per_tenure_area, JOBS_Plantation_per_tenure_area, JOBS_Plantation_per_tenure_area, JOBS_Preparation_per_tenure_area, JOBS_Total_cut_per_tenure_area)$

Natural disturbances

- ☞ $Dead_Middle[Cover] = Ha_Middle[Cover] * (Fire_cycle + Epidemics_cycle + Windthrow_cycle)$
 OUTFLOW FROM: Ha_Middle (IN SECTOR: Growth)
 INFLOW TO: Mortality (IN SECTOR: Regeneration)
- ☞ $Dead_Old[Cover] = ((Ha_Old[Cover]) * (Epidemics_cycle + Fire_cycle + Windthrow_cycle))$
 OUTFLOW FROM: Ha_Old (IN SECTOR: Growth)
 INFLOW TO: Mortality (IN SECTOR: Regeneration)
- $Epidemics_cycle = 1/850$
- $Fire_cycle = 1/390$
- $Windthrow_cycle = 1/5265$

Partial Cuts

- ☞ $Partial_cutting_Old[Cover] = IF (Partial_Cutting) < (ARRAYSUM(Ha_Old[*]))$
 THEN $(Partial_Cutting) * ((Ha_Old[Cover]) / (ARRAYSUM(Ha_Old[*])))$
 ELSE $((Ha_Old[Cover]))$
 OUTFLOW FROM: Ha_Old (IN SECTOR: Growth)
 INFLOW TO: Ha_Middle (IN SECTOR: Growth)
- $Partial_Cutting = Partial_cut_AREA / 2$
- $Partial_cutting_Middle[Cover] =$
 $((Partial_Cutting) - ARRAYSUM(Partial_cutting_Old[*])) * ((Ha_Middle[Cover]) / (ARRAYSUM(Ha_Middle[*])))$

Private management recipe

- ☐ $\text{Area_treated} = \text{Forest_AREA_Private} * \text{Proportion_Treated}$
- ☐ $\text{Education_AREA} = \text{Area_treated} * \text{Education_Proportion}$
- ☐ $\text{Education_Proportion} = 0.1930$
- ☐ $\text{Partial_cut_AREA} = \text{Area_treated} * \text{Partial_cut_Proportion}$
- ☐ $\text{Partial_cut_Proportion} = 0.3066$
- ☐ $\text{Plantation_AREA} = \text{Area_treated} * \text{Plantation_Proportion_}$
- ☐ $\text{Plantation_Proportion_} = 0.1455$
- ☐ $\text{Preparation_AREA} = \text{Area_treated} * \text{Preparation_proportion}$
- ☐ $\text{Preparation_proportion} = 0.1037$
- ☐ $\text{Proportion_Treated} = 0.02791$
- ☐ $\text{Total_cut_AREA} = \text{Area_treated} * \text{Total_cut_Proportion}$
- ☐ $\text{Total_cut_Proportion} = 0.2512$

Public investments

- ☐ $\text{Cumulative_}\$(t) = \text{Cumulative_}\$(t - dt) + (\$_{annual_total}) * dt$
INIT Cumulative_\$ = 0
INFLOWS:
 ~~☒~~ $\$_{annual_total} = \text{Total_}\$$
- ☐ $\text{Cumulative_}\$_{per_Ha}(t) = \text{Cumulative_}\$_{per_Ha}(t - dt) + (\$_{per_Ha_Annual_Total}) * dt$
INIT Cumulative_\$_{per_Ha} = 0
INFLOWS:
 ~~☒~~ $\$_{per_Ha_Annual_Total} = \$_{per_Ha_private}$
- ☐ $\text{Cumulative_}\$_{per_treated_Ha}(t) = \text{Cumulative_}\$_{per_treated_Ha}(t - dt) + (\$_{per_treated_Ha_Annual_Total}) * dt$
INIT Cumulative_\$_{per_treated_Ha} = 0
INFLOWS:
 ~~☒~~ $\$_{per_treated_Ha_Annual_Total} = \$_{per_treated_Ha}$
- ☐ $\$_{Education} = \$_{per_Educationtion_Ha} * \text{Education_AREA}$
- ☐ $\$_{Partial_Cuts} = \$_{per_Partial_Cuts_Ha} * \text{Partial_cut_AREA}$
- ☐ $\$_{per_Educationtion_Ha} = 635.888118095071$
- ☐ $\$_{per_Ha_private} = \text{Total_}\$/\text{Forest_AREA_Private}$
- ☐ $\$_{per_m3} = \text{Total_}\$/\text{Total_m3}$
- ☐ $\$_{per_Partial_Cuts_Ha} = 133.851944852139$
- ☐ $\$_{per_Plantation_Ha} = 438.681345114651$
- ☐ $\$_{per_Preparation_Ha} = 498.303781994043$
- ☐ $\$_{per_treated_Ha} = \text{Total_}\$/\text{Area_treated}$
- ☐ $\$_{Plantation} = \$_{per_Plantation_Ha} * \text{Plantation_AREA}$
- ☐ $\$_{Preparation} = \$_{per_Preparation_Ha} * \text{Preparation_AREA}$
- ☐ $\text{Total_}\$ = \$_{Preparation} + \$_{Plantation} + \$_{Education} + \$_{Partial_Cuts}$

Regeneration

□ $Mortality(t) = Mortality(t - dt) + (Dead_Old[Deciduous] + Dead_Old[Mixed] + Dead_Old[Conifer] + Cut_Old[Deciduous] + Cut_Old[Mixed] + Cut_Old[Conifer] + Cut_Middle[Deciduous] + Cut_Middle[Mixed] + Cut_Middle[Conifer] + Dead_Middle[Conifer] + Dead_Middle[Mixed] + Dead_Middle[Deciduous] + Dead_Old[Cover] + Cut_Middle[Cover] + Cut_Old[Cover] + Dead_Middle[Cover] - Plantation[Conifer] - Plantation[Mixed] - Plantation[Deciduous] - Natural_regeneration[Conifer] - Natural_regeneration[Mixed] - Natural_regeneration[Deciduous] - Plantation[Cover] - Natural_regeneration[Cover]) * dt$
 INIT Mortality = 0

INFLOWS:

- ☞ Dead_Old[Cover] (IN SECTOR: Natural disturbances)
- ☞ Cut_Middle[Cover] (IN SECTOR: Total Cuts)
- ☞ Cut_Old[Cover] (IN SECTOR: Total Cuts)
- ☞ Dead_Middle[Cover] (IN SECTOR: Natural disturbances)

OUTFLOWS:

- ☞ $Plantation[Cover] = Plantation_AREA * Plantation_proportion[Cover]$
- ☞ $Natural_regeneration[Cover] = (Mortality - (arraysum(Plantation[*]))) * ((Natural_regeneration_proportion[Cover]))$

- $Natural_regeneration_proportion[Cover] = [0.351310103, 0.310426262, 0.338263635]$
- $Plantation_proportion[Cover] = [0, 0, 1]$

Tenure

- $Forest_AREA_Private = TOTAL_FOREST_AREA_BSL * (Privatisation/100)$
- $Forest_AREA_Public = TOTAL_FOREST_AREA_BSL * (1 - (Privatisation/100))$
- $Privatisation = 38.639413548824144772709826463929$
- $TOTAL_FOREST_AREA_BSL = 1784701$

Total Cuts

- ✎ Cut_Middle[Cover] = ((Total_cut_AREA-ARRAYSUM(Cut_Old[*])) *
(Ha_Middle[Cover]/ARRAYSUM(Ha_Middle[*])))
OUTFLOW FROM: Ha_Middle (IN SECTOR: Growth)
INFLOW TO: Mortality (IN SECTOR: Regeneration)
- ✎ Cut_Old[Cover] = If ARRAYSUM(Ha_Old[*])>Total_cut_AREA
THEN (Total_cut_AREA*(Ha_Old[Cover] / ARRAYSUM(Ha_Old[*])))
ELSE Ha_Old[Cover]
OUTFLOW FROM: Ha_Old (IN SECTOR: Growth)
INFLOW TO: Mortality (IN SECTOR: Regeneration)
- Total_cuts_TOTAL = arraysum(Cut_Middle[*])+arraysum(Cut_Old[*])

Wood volume

- Cubic_meters_Education = Education_AREA*45
- Cubic_meters_Partial_Cut =
(ARRAYSUM(Partial_cutting_Middle[*])+ARRAYSUM(Partial_cutting_Old[*]))*80*2
- Cubic_meters_Total_Cut = (ARRAYSUM(Cut_Middle[*])+ARRAYSUM(Cut_Old[*]))*160
- Education_m3_per_area_private = Cubic_meters_Education/Forest_AREA_Private
- m3_per_treated_area = Total_m3/Area_treated
- Partial_cut_m3_per_area_private = Cubic_meters_Partial_Cut/Forest_AREA_Private
- Total_cut_m3_per_area_private = Cubic_meters_Total_Cut/Forest_AREA_Private
- Total_m3 = Cubic_meters_Education+Cubic_meters_Partial_Cut+Cubic_meters_Total_Cut
- Total_m3_per_Private_Area =
Education_m3_per_area_private+Partial_cut_m3_per_area_private+Total_cut_m3_per_area_private

CONCLUSION GÉNÉRALE

*« Je vis dans un monde,
où ce qui est gratuit,
est ce que l'on détruit,
pour le posséder. »⁴*

La tragédie des communaux a fait couler beaucoup d'encre depuis sa publication il y a maintenant plus de 40 ans (Hardin 1968). On y a consacré un numéro spécial lors du 35^e anniversaire de sa publication dans la prestigieuse revue *Science* (Dietz et al. 2003, Kennedy 2003, Sugden et al. 2003). Alors qu'était publié l'essai original, les forêts de la région du Bas-Saint-Laurent (BSL) avaient déjà connu plusieurs épisodes de perturbations humaines de leur histoire, soit la colonisation, les coupes reliées à la drave (fin 19^e et début 20^e siècle), et la pénétration de l'exploitation forestière loin des cours d'eau par voie routière (Fortin et Lechasseur 1993, Archambault et al. 2006, Boucher et al. 2006, Boucher 2008, Boucher et al. 2009). Plusieurs secteurs avaient alors déjà été coupés pour la deuxième fois. Les forêts du territoire étudié portaient déjà les deux solutions initialement proposées par Garrett Hardin pour éviter la tragédie des communaux: la privatisation et le contrôle gouvernemental. Cette thèse vise à porter un éclairage original sur leur capacité respective à éviter cette tragédie. Elle met en lumière des interrelations qui n'auraient pas été visibles en étudiant le système écologique indépendamment de sa composante socio-économique (Liu et al. 2007).

⁴ Daniel Bélanger, « Soleil gratuit », album Joli Chaos

C.1 Principaux résultats

La contribution que cette thèse apporte à nos connaissances des systèmes socio-écologiques forestiers tels que celui du BSL s'articule autour 1) du potentiel de conservation de la biodiversité forestière, 2) des retombées socio-économiques et 3) des perspectives futures pour améliorer le bilan des deux arrangements institutionnels étudiés.

C.1.1 *Potentiel de conservation de la biodiversité*

Le chapitre 1 de cette thèse a fait la démonstration que **le potentiel de conservation de la biodiversité, évalué par filtre brut, était plus grand en forêt publique que privée**. Ce potentiel s'exprime par de moins grands écarts avec la forêt préindustrielle (Boucher et al. 2011, Dupuis et al. 2011), au sujet des indicateurs de couvert coniférien et de la présence de vieilles forêts. Toutefois, ce constat appelle deux nuances importantes: 1) la forêt publique performe mieux à ce titre parce que la forêt privée est davantage altérée; la tenure publique n'est pas exempte de problématiques de conservation 2) le maintien du *statu quo* tel que modélisé au chapitre 3 suggère que la quantité de vieilles forêts, un proxy majeur du potentiel de biodiversité, diminuera inexorablement sous chacune des tenures.

À cela, il faut ajouter l'hétérogénéité (taille des parcelles de forêts) et la fragmentation permanente du couvert (notamment par les routes et l'agriculture) qui sont plus élevées en forêt privée. Quoiqu'un certain niveau d'hétérogénéité de l'habitat soit important en termes de résilience aux changements et en richesse spécifique (Loreau et al. 2003, Drever et al. 2006, Virah-Sawmy et al. 2009), nous savons qu'une trop grande hétérogénéité est nuisible (Fahrig 2003, St-Laurent 2007) au maintien de la biodiversité. De plus, en comparaison des conditions préindustrielles qui prévalaient dans la région (Boucher et al. 2009, Dupuis et al. 2011), l'hétérogénéité et la fragmentation ont augmenté.

Les principes de l'aménagement écosystémique nous suggèrent de réduire ces écarts (Boucher 2008, Gauthier et al. 2008). Parmi les scénarios modélisés au chapitre 3, l'aménagement écosystémique était le seul scénario avec aménagement forestier qui

permettait d'améliorer ces variables. La récolte partielle est une piste en ce sens, qui est plus proche des processus dominants de perturbations naturelles (chablis et tordeuse des bourgeons d'épinette), mais nécessite des ajustements par rapport à la recette actuelle pratiquée en forêt privée pour jouer ce rôle (chapitre 3).

Donc, malgré une meilleure performance **en ce qui a trait aux indicateurs de biodiversité, il serait simpliste de suggérer que la tenure publique devrait être préférée à la tenure privée**. Les bénéfices issus de la forêt sont diversifiés (Daily 1997, Millennium Ecosystem Assessment 2005), et touchent tous les aspects de l'aménagement forestier durable, dont évidemment l'aspect environnemental, mais également les aspects sociaux et économiques. C'est pourquoi cette thèse comprend aussi sur ce deuxième volet.

C.1.2 Retombées socio-économiques

Le chapitre 2, quant à lui, nous a appris que les retombées socio-économiques de la tenure privée sont plus élevées que sous tenure publique, particulièrement au niveau des emplois créés. En effet, la pratique d'une **sylviculture à petite échelle, moins mécanisée, crée plus d'emplois par hectare de forêt aménagée sous tenure privée**.

De plus, la prépondérance de la récolte partielle dans le panier sylvicole des forêts sous tenure privée a mis en lumière une résultante de cet arrangement institutionnel. En combinant les petites superficies et le nombre élevé de propriétaires de lots, nous avons constaté que **la coupe partielle était un moyen d'obtenir un flux de revenu plus constant**. En forêt publique, les immenses superficies permettent d'étaler dans le temps et dans l'espace le bénéfice à court terme des coupes totales.

Conséquemment à une sylviculture qui laisse une plus large part aux coupes partielles, la tenure privée touche chaque année une plus grande proportion de son territoire (2,8 %) que la tenure publique (2,3 %). La modélisation de ces résultats (chapitre 3) nous a aussi permis de constater une **production de bois par unité de superficie de tenure plus élevée du côté privé**.

À la lumière de ces aspects favorables d'un point de vue socio-économique, **d'aucuns trouveront dans les résultats de cette thèse un appui à la privatisation des forêts publiques. Mais cette position demeurerait exagérément réductrice, car les avantages respectifs des deux tenures se situent dans des sphères différentes.** C'est pourquoi nous avons envisagé une expérience de simulation, pour projeter dans le temps nos résultats qui sont un portrait « instantané » de l'historique forestier, pour en explorer les conséquences potentielles sur un horizon de temps plus long.

C.1.3 *Perspectives futures pour les arrangements institutionnels étudiés*

L'expérience de simulation que nous avons conduite (chapitre 3), est très éclairante quant à l'évolution des indicateurs environnementaux, sociaux ou économiques en réponse aux décisions de gouvernance des forêts que nous pourrions prendre aujourd'hui. Il s'agit donc d'un outil d'exploration pour aider la discussion et les réflexions, et non un outil prédictif. Tout d'abord, il nous confirme que **la poursuite du *statu quo* augmentera les écarts avec la forêt naturelle.** Dans ce changement, nous subirions une perte au niveau de notre capital naturel (Costanza et al. 1997, Holt et Hattam 2009, Mead 2011), avec le rajeunissement de toute la forêt, sous tenure privée aussi bien que publique. Maintenir le *statu quo* des régimes sylvicoles sous chacune des tenures ne devrait donc pas être considéré comme un choix de développement durable, puisque les générations futures auraient une forêt offrant de moins grandes opportunités qu'actuellement.

La privatisation de la forêt publique selon le modèle qui prévaut actuellement en forêt privée **ne résoudrait pas les problématiques forestières québécoises** décrites en introduction. En effet, ce scénario augmenterait encore plus les écarts avec la forêt naturelle que le maintien du *statu quo*. Par contre, d'un point de vue socio-économique, la plus grande création d'emploi qui découle de ce scénario peut sembler intéressante. Il ne s'agit toutefois pas d'une solution de développement durable, à l'instar du *statu quo*, puisqu'elle instaurerait un déséquilibre qui serait défavorable au pôle environnemental quoique plus favorable aux pôles social et économique. Par ailleurs, il a été démontré qu'une foresterie soutenable d'un point de vue environnemental était plus profitable à long terme (Pearce et

Pearce 2001, Nyland 2005), ce qui nous invite à relativiser les retombées économiques plus importantes issues de la privatisation.

Le scénario d'aménagement écosystémique montre quant à lui que **les deux modes de tenure sont perfectibles, et peuvent concourir à un aménagement forestier durable**. En fait, les modifications aux paramètres dans ces scénarios par rapport au *statu quo* et qui rendent le résultat durable sont possibles à l'intérieur des tenures existantes. Cela suggère que la durabilité de l'aménagement forestier ne dépend pas du mode de tenure. Cependant, pour parvenir à la durabilité, les stratégies d'aménagement doivent comporter des objectifs en ce sens ainsi que des mécanismes de rétroaction permettant une amélioration continue. Conséquemment, nous estimons qu'il est faux de prétendre que le changement de tenure est une solution à la tragédie des communaux.

C.2 Portée de la thèse

Est-ce que la tenure privée est préférable à la tenure publique? Il semble qu'une étude visant à comparer les deux devrait pouvoir offrir une réponse précise à la question, ou à tout le moins donner quelques recommandations. Mais est-ce vraiment une question utile à poser? Est-il possible d'en arriver à une réponse si contrastée? Peut-être devrait-on revenir sur la façon dont le débat est formulé.

C.2.1 Récapitulation du débat

Certains présentent la privatisation comme une solution à la surexploitation des forêts (Desrochers 2002), alors que d'autres soulignent le fait que la propriété privée est tout autant capable du meilleur et du pire (Acheson 2000). L'attrait de la privatisation est alimenté par l'opinion voulant que la propriété publique est inefficace, spécialement en situation de monopole (Johan et David 2007). De façon plus constructive, d'autres considèrent la privatisation comme une façon de libérer des ressources et des fonds publics pour investir sur les terres qui procurent les meilleurs services à la société, puisque que

faire respecter un régime de tenure publique implique des coûts (Luckert et Vertinsky 2007).

Par ailleurs, le débat est trop souvent présenté comme un choix dichotomique entre les deux extrêmes d'un spectre. Pour amener un peu de nuance dans le débat, des options intermédiaires peuvent être envisagées, comme privatiser seulement un certain niveau sans changer les droits de propriété (Luckert et Vertinsky 2007). Ces formes de privatisation limitée sont en fait courantes à travers le Canada. Par exemple, toutes les forêts publiques québécoises, incluant celles du Bas-Saint-Laurent, sont sous la propriété et la gestion de l'État, alors que les droits exclusifs de récolte du bois sont détenus par des entreprises privées. Les plus récents constats à leur sujet montrent que cet arrangement institutionnel n'a pas permis d'atteindre un aménagement forestier durable (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004). En reprenant l'exemple de la pêcherie au homard dans l'état du Maine, il a été démontré qu'une telle gestion gouvernementale centralisée, appliquée du haut vers le bas, peut échouer par un manque d'autonomie pour que les officiels et utilisateurs régionaux érigent des arrangements institutionnels efficaces pour définir et appliquer les critères de durabilité (Dietz et al. 2003).

C.2.2 *Réconcilier le privé et le public*

Si cette thèse démontre que ni l'une ni l'autre des tenures existantes n'est une panacée (Ostrom et al. 2007) pour résoudre la tragédie des communaux, quelle est donc la solution? Nous affirmons en fait qu'il est temps de réconcilier le privé et le public dans la gestion durable des écosystèmes.

En fait, le plus grand apprentissage que cette thèse apporte est que la juxtaposition des deux tenures a apporté une plus grande diversité de bénéfices à la société que chaque tenure individuellement. En conservation, on réfère à ce concept en postulant que *Diversity begets diversity* (la diversité engendre la diversité) (Hunter 1999, Schulte et al. 2006). En d'autres mots, si on intervient sur le territoire avec une diversité d'approches, on obtiendra une diversité de bénéfices. La quête qui nous incombe est

d'utiliser les résultats de cette thèse, en combinaison avec d'autres études, pour en venir à **adapter les tenures en place afin de préserver et même d'améliorer la capacité de ces écosystèmes de nous fournir des biens et services environnementaux.**

Ce constat de **complémentarité des tenures** pourrait conduire à instaurer un mécanisme de **gestion régionale des forêts qui transgresse les tenures**. Ce mécanisme servirait à coordonner les décisions prises de part et d'autre dans le but d'améliorer constamment le flux de bénéfices environnementaux, sociaux et économiques des forêts régionales. Ainsi, on pourrait se servir du modèle proposé (chapitre 3) pour inspirer ces décisions. Par exemple, on sait maintenant que les collectivités situées près de la forêt publique québécoise réclament plus de possibilités d'en tirer un levier de développement, ce qui est prévu dans le nouveau régime forestier sous l'égide des forêts de proximité (Gouvernement du Québec 2010). Pour en tirer des bénéfices socio-économiques plus proches du scénario de privatisation, mais sans nécessiter un changement de tenure, le modèle de fermes forestières en métayage expérimenté précédemment dans la région pourrait être envisagé (Masse 2001, 2002, Roy 2006).

C.3 Limites de cette recherche

Les trois études présentées dans cette thèse comportent des limites qu'il faut bien comprendre pour doser l'application des résultats présentés.

Dans le chapitre 1, le choix de la représentation matricielle était nécessaire pour éviter certains biais discutés en introduction générale. Mais ce choix comporte son lot d'imprécisions. Comme la résolution des cellules est de 20 m x 20 m, certains détails de la carte vectorielle sont agglomérés avec les cellules voisines. C'est pourquoi nos résultats doivent être interprétés à une échelle beaucoup plus grande que celle de la résolution de la carte. Aussi, les choix de regroupements de certaines classes de variables, notamment les peuplements biétagés ou inéquiens qui n'ont pas gardé leur identité, nous empêchent de dresser un portrait détaillé de la structure interne des peuplements, ce qui est un objectif

d'aménagement écosystémique. À l'avenir, il serait utile de différencier la forêt équienne/régulière de la forêt inéquienne/irrégulière.

Dans le chapitre 2, les retombées économiques couvraient l'entièreté de la région, plutôt que d'être géoréférencées. Les données sur les traitements sylvicoles n'avaient pas de lien cartographique durant la décennie 1990. Si ce positionnement géographique avait existé, nous aurions pu croiser les données sur les types de forêts et leurs retombées, ce qui aurait pu révéler d'autres interrelations. Aussi, nous reconnaissons que le nombre d'indicateurs socio-économiques est très limité, et que des variables, notamment plus spécifiquement sociales, pourraient être ajoutées dans une prochaine étude afin de mieux décrire cette sphère.

Pour le chapitre 2, enfin, la plus grande limitation du modèle est qu'il n'est pas spatialement explicite. D'autres connaissances doivent être acquises sur la dynamique naturelle des forêts pour permettre de bien modéliser la succession végétale cartographiquement. Une prochaine modélisation pourrait combiner cet aspect avec la structure interne des peuplements et les variables socio-économiques géoréférencées pour raffiner le portrait que nous dressons ici.

C.4 Perspectives de recherches futures

Le modèle que nous avons développé pourrait servir de base au développement d'un **outil intégratif des recherches** portant sur la dynamique forestière et anthropique du système socio-écologique forestier sous étude à la Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée et dans d'autres laboratoires.

Pour ce faire, une étape fondamentale serait de **spatialiser le modèle**. Certains outils existants tels que InVEST, développé dans le cadre du *Natural Capital Project* (Nelson et al. 2009) devraient être attentivement examinés dans cette optique. Une grande force de cet outil intégratif proviendrait des recherches effectuées (Boucher et al. 2006, Boucher et al. 2009, Dupuis et al. 2011) et en cours (G. Fortin, A. de Römer, R. Terrail), sur l'historique

des forêts de la région. Ces données historiques rendent possible une modélisation à rebours (*Backward modeling*) pour comprendre les mécanismes qui ont amené les modifications entre l'état préindustriel et actuel. Ensuite, cela permet une modélisation prédictive beaucoup plus solide.

En plus de ces données historiques, on pourrait y inclure les paramètres des traitements de sylviculture de restauration qui sont en développement pour l'aménagement écosystémique (D. Coulombe, L. Gagné), un plus grand nombre de variables qu'actuellement (notamment la structure inéquienne et irrégulière des peuplements), et les données écoforestières récentes du 4^e inventaire décennal qui n'étaient pas disponibles au début de l'exercice.

La deuxième étape cruciale de développement de cet outil, afin qu'il serve la recherche ainsi que l'aide à la décision, serait d'y **inclure la référence géographique des biens et services environnementaux que les écosystèmes peuvent fournir, et les prélèvements effectués**. Un des atouts pour faire cet ajout est que nous disposons déjà d'études et de données sur certains services, comme l'eau potable (Lemssaoui et Morin 2007) et les services récréatifs (Lemssaoui 2007). De l'avis d'auteurs en la matière, il est temps de se doter des outils pour intégrer les services environnementaux dans la prise de décision (Heal 2000, Kremen et Ostfeld 2005, Daily et al. 2009).

À l'intérieur d'un tel modèle ou de façon indépendante, il serait aussi très utile d'étudier la **coordination supralimite** (*cross-border coordination*) **des propriétaires de lots boisés** (Schulte et al. 2008, Gass et al. 2009). En effet, pour contrer la tendance au rajeunissement et à l'hétérogénéisation des lots privés, il est possible d'unir les propriétaires d'un même ensemble physiographique (p. ex. massif forestier, bassin versant) pour qu'ils définissent des objectifs communs et coordonnent leurs interventions pour les atteindre. Les organismes de gestion en commun (ou groupements forestiers) qui regroupent des propriétaires de lots pour l'exécution de travaux, pourraient servir de fer de lance pour cette approche. C'est une avenue de recherche essentielle pour conserver

l'avantage socio-économique de la forêt privée tout en améliorant son bilan environnemental.

De la même façon, la gestion sous tenure publique subira de profonds changements en 2013 lors de la mise en application des dispositions de la nouvelle Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, notamment en ce qui concerne l'aménagement écosystémique. Des recherches devront être poursuivies en parallèle afin de valider si ces **arrangements institutionnels publics améliorés** permettront réellement d'atteindre un aménagement forestier durable. Comme la nouvelle approche est davantage régionalisée et plus participative, il sera utile de documenter si ces ingrédients étaient parmi ceux manquants pour arriver à résoudre la tragédie, ou si d'autres ajustements seront nécessaires.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Acheson, J.** 2000. Clearcutting Maine: Implications for the theory of common property resources. *Human Ecology* **28**(2):145-169.
- Agrawal, A.** 2007. Forests, Governance, and Sustainability: Common Property Theory and its Contributions. *International journal of the commons* **1**(1):111-136.
- Angers, V.-A.** 2003. Gestion des ressources forestières à l'étranger. Étude CRCD du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Qc. 35 p.
- Archambault, L., C. Delisle, G. R. Larocque, L. Sirois, et P. Belleau.** 2006. Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir - yellow birch stands of the Lower St. Lawrence region, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **36**(11):2745-2755.
- Beckley, T. M.** 1998. Moving toward consensus-based forest management: A comparison of industrial, co-managed, community and Small private forests in Canada. *Forestry Chronicle* **74**(5):736-744.
- Belleau, P.** 2001. Suivi et évaluation des systèmes d'aménagement de la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent - Première série de mesures des indicateurs locaux de gestion durable des forêts - Partie I: Territoire du Groupement forestier de l'Est du Lac Témiscouata. La Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent, Rimouski. 92 p.
- Berkes, F., D. Feeny, B. J. McCay, et J. M. Acheson.** 1989. The benefits of the commons. *Nature* **340**:91-93.
- Bohn, B. A., et J. L. Kershner.** 2002. Establishing aquatic restoration priorities using a watershed approach. *Journal of Environmental Management* **64**(4):355-363.
- Boucher, Y.** 2008. Dynamique de la forêt du Bas-Saint-Laurent depuis le début de l'exploitation forestière (1820-2000) Université du Québec à Rimouski.
- Boucher, Y., D. Arseneault, et L. Sirois.** 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a pre-industrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **36**:505-517.
- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois, et L. Blais.** 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in eastern Canada. *Landscape Ecology* **24**(2):171-184.

- Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin, et P. Tardif.** 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. 21 p.
- Brundtland, G. H.** 1988. *Notre avenir à tous*. Éditions du Fleuve, Montréal.
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise.** 2004. Rapport. Québec. 261 p.
- Conseil canadien des ministres des forêts.** 2003. *Définir l'aménagement forestier durable au Canada : critères et indicateurs, 2003.*, Ottawa. 27 p.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. d. Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, et M. v. d. Belt.** 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital - Supplementary information. *Nature* **387**(6630).
- Cumming, G. S., et G. Barnes.** 2007. Characterizing land tenure dynamics by comparing spatial and temporal variation at multiple scales. *Landscape and Urban Planning* **83**(4):219-227.
- Daily, G. C.** 1997. *Nature's services : societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C.
- Daily, G. C., S. Polasky, J. Goldstein, P. M. Kareiva, H. A. Mooney, L. Pejchar, T. H. Ricketts, J. Salzman, et R. Shallenberger.** 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**(1):21-28.
- Desrochers, P.** 2002. Comment assurer le développement durable de nos forêts? Note économique n°24, Institut économique de Montréal. 4 p.
- Dietz, T., E. Ostrom, et P. C. Stern.** 2003. The Struggle to Govern the Commons. *Science* **302**(5652):1907-1912.
- Drever, C. R., G. Peterson, C. Messier, Y. Bergeron, et M. Flannigan.** 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience. *Canadian Journal of Forest Research* **36**(9):2285-2299.
- Dupuis, S., D. Arseneault, et L. Sirois.** 2011. Change from pre-settlement to present-day forest composition reconstructed from early land survey records in eastern Québec, Canada. *Journal of Vegetation Science* **22**(3):564-575.
- Fahrig, L.** 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **34**:487-515.

- FAO.** 2003. *Énoncé final*. XIIe Congrès Forestier Mondial - La forêt, source de vie. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), Québec, Canada. [En ligne]: <http://www.fao.org/DOCREP/ARTICLE/WFC/XII/FINALSTAT-F.PDF> 6pp.
- FAO.** 2009. *Findings and Strategic Actions*. XIII World Forestry Congress - Forest Development: A Vital Balance. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Buenos Aires, Argentina. [Online]: http://foris.fao.org/meetings/download/2009/xiii_th_world_forestry_congress/misc_documents/wfc_declaration.pdf. 5pp.
- FAO.** 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. ISBN 978-92-5-106654-6, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/> 340 pp.
- FAO.** 2011. State of the World's Forest 2011. ISBN 978-92-5-106750-5, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. [Online]: <http://www.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e2000.htm> 164 pp.
- Folke, C.** 2007. Social–ecological systems and adaptive governance of the commons. *Ecological Research* **V22**(1):14-15.
- Fortin, J.-C., et A. Lechasseur.** 1993. *Histoire du Bas-Saint-Laurent*. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec. 860 pp.
- Fréchette, A.** 2009. La gouvernance forestière au Québec : le défi du changement institutionnel dans les systèmes socio-écologique interdépendant. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* **Hors série 6 | 2009**, [En ligne], <http://vertigo.revues.org/index8948.html>. Consulté le 17 décembre 2009.
- Gass, R., M. Rickenbach, L. Schulte, et K. Zeuli.** 2009. Cross-Boundary Coordination on Forested Landscapes: Investigating Alternatives for Implementation. *Environmental Management* **43**(1):107-117.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. D. Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron.** 2008. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Sainte-Foy, Québec : Presses de l'Université du Québec, Sainte-Foy, Québec.
- Gouvernement du Québec.** 2010. *Projet de loi n°57: Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*. Gazette officielle du Québec, editor. Éditeur officiel du Québec, Québec. 112 p.
- Groffman, P. M., C. Stylinski, M. C. Nisbet, C. M. Duarte, R. Jordan, A. Burgin, M. A. Previtali, et J. Coloso.** 2010. Restarting the conversation: challenges at the interface between ecology and society. *Frontiers in Ecology and the Environment* **8**(6):284-291.

- Haley, D., et H. Nelson.** 2007. Has the time come to rethink Canada's Crown forest tenure systems? *The Forestry Chronicle* **83**(5):630-641.
- Hardin, G.** 1968. The tragedy of the commons. *Science* **162**:1243-1248.
- Hardin, G.** 1994. The tragedy of the unmanaged commons. *Trends in Ecology & Evolution* **9**(5):199.
- Hardin, G.** 1998. Extensions of 'The Tragedy of the Commons.'. *Science* **280**(5364):682.
- Heal, G. M.** 2000. *Nature and the marketplace : capturing the value of ecosystem services*. Island Press, Washington, D.C.
- Holling, C. S.** 1998. Two cultures of ecology. *Conservation Ecology [online]* **2**(2):4. [Online] URL: <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art4>.
- Holt, A. R., et C. Hattam.** 2009. Capitalizing on nature: how to implement an ecosystem approach. *Biology Letters* **5**(5):580-582.
- Hunter, M. L.** 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. ; New York.
- Janssen, M. A., et E. Ostrom.** 2006. GOVERNING SOCIAL-ECOLOGICAL SYSTEMS. Pages 47 in L. T. a. K. L. Judd, editor. *Handbook of Computational Economics*. Elsevier.
- Johan, W., et P. David.** 2007. The Performance of Public and Private Enterprise under Conditions of Active and Passive Ownership and Competition and Monopoly. *Journal of Economics* **90**(3):221-253.
- Kant, S.** 2009a. Recent global trends in forest tenures. *Forestry Chronicle* **85**(6):849-858.
- Kant, S.** 2009b. Sale of Canada's public forests: Economically non-viable option. *Forestry Chronicle* **85**(6):841-848.
- Kennedy, D.** 2003. Sustainability and the Commons. *Science* **302**(5652):1861.
- Kimmins, J. P.** 1997. *Balancing act : environmental issues in forestry*, 2nd edition. UBC Press, Vancouver.
- Kneeshaw, D. D., A. Leduc, P. Drapeau, S. Gauthier, D. Paré, R. Carignan, R. Doucet, L. Bouthillier, et C. Messier.** 2000. Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *Forestry Chronicle* **76**(3):481-493.
- Kremen, C., et R. S. Ostfeld.** 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* **3**(10):540-548.

- Lemssaoui, A.** 2007. Évaluation des services récréatifs de la forêt privée au Bas-Saint-Laurent: Enquête sur la fréquentation de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent par la population régionale. UQAR.
- Lemssaoui, A., et P. Morin.** 2007. Évaluation de la contribution de la forêt privée à l'approvisionnement en eau potable de la région du Bas-Saint-Laurent. Ph.D. Thesis, Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée, UQAR. 36 p.
- Liu, J. G., T. Dietz, S. R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A. N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C. L. Redman, S. H. Schneider, et W. W. Taylor.** 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* **317**(5844):1513-1516.
- Loreau, M., N. Mouquet, et A. Gonzalez.** 2003. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **100**(22):12765-12770.
- Lotbinière, H. G. J. d.** 1889. Rapport de sa visite à la session du Congrès Forestier Américain. Par l'honorable H.G. Joly de Lotbinière. Appendice No. 55, Documents de la Session (no. 4), Québec. 104-107 p.
- Lovett-Doust, J., et K. Kuntz.** 2001. Land ownership and other landscape-level effects on biodiversity in southern Ontario's Niagara Escarpment Biosphere Reserve, Canada. *Landscape Ecology* **16**(8):743-755.
- Luckert, M., et I. Vertinsky.** 2007. Forest Privatization Should not be Censored from Debates about Forest Tenure Policies. *Forestry Chronicle* **83**(6):790-791.
- Masse, S.** 2001. La viabilité socio-économique de la ferme forestière en métayage. Rapport d'évaluation Ressources Naturelles Canada. 79 p.
- Masse, S.** 2002. Forest tenant farming as tested in Quebec: A socio-economic evaluation. *Forestry Chronicle* **78**(5):658-664.
- Mead, H. L.** 2011. *L'indice de progrès véritable du Québec: quand l'économie dépasse l'écologie.*
- Millennium Ecosystem Assessment.** 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Island Press, Washington, DC.
- MRN.** 2000. Système d'information écoforestière (SIEF). Ministère des Ressources Naturelles, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. [Online] <http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-cartes-sief.jsp> 16 pp.

- MRN.** 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999. ISBN: 2-550-38017-7, Ministère des Ressources Naturelles, Gouvernement du Québec, Charlesbourg, Qc, Canada. 276 p.
- Nations Unies.** 1992. *DÉCLARATION DE RIO SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DÉVELOPPEMENT: PRINCIPES DE GESTION DES FORÊTS*. Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement - SOMMET PLANETE TERRE, Rio de Janeiro, Brésil. En ligne: <http://www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm>.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. R. Cameron, K. M. A. Chan, G. C. Daily, J. Goldstein, P. M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T. H. Ricketts, et M. R. Shaw.** 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):4-11.
- NRCAN.** 2006. The State of Canada's Forests 2005-2006: Forest industry competitiveness. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Ottawa, ON. [Online] URL: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/26336.pdf> 79 pp.
- Nyland, R. D.** 2005. Diameter-limit cutting and silviculture: A comparison of long-term yields and values for uneven-aged sugar maple stands. *Northern Journal of Applied Forestry* 22(2):111-116.
- OFBSL.** 2004. Rapport sur l'État de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent. Observatoire de la Foresterie du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Qc. [Online] http://crebsl.org/documents/pdf/ofbsl/ofbsl-rapport_final_etat-foret-privee.pdf 122 pp.
- Ostrom, E.** 2003. How types of goods and property rights jointly affect collective action. *Journal of Theoretical Politics* 15(3):239-270.
- Ostrom, E.** 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(39):15181-15187.
- Ostrom, E.** 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325(5939):419-422.
- Ostrom, E., et C. B. Field.** 1999. Revisiting the commons: Local lessons, global challenges. *Science* 284(5412):278.
- Ostrom, E., M. A. Janssen, et J. M. Anderies.** 2007. Going Beyond Panaceas Special Feature: Going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(39):15176-15178.

- Pearce, D. W., et C. G. T. Pearce.** 2001. The value of forest ecosystems. CBD Technical Series No. 4 Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. [Online] <http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-04.pdf> 60 pp.
- Robitaille, A., et J.-P. Saucier.** 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Direction de la gestion des stocks forestiers, et direction des Relations publiques, Ministère des Ressources naturelles du Québec. Publications du Québec., Sainte-Foy, Québec.
- Roy, M.-É.** 2006. DES FERMES FORESTIÈRES EN MÉTAYAGE SUR LE TERRITOIRE PUBLIC QUÉBÉCOIS: Vers un outil d'évaluation pour les communautés. UNIVERSITÉ LAVAL, Québec.
- Sandberg, A.** 2007. Property rights and ecosystem properties. *Land Use Policy* **24**(4):613-623.
- Schulte, L., M. Rickenbach, et L. Merrick.** 2008. Ecological and economic benefits of cross-boundary coordination among private forest landowners. *Landscape Ecology* **23**(4):481-496.
- Schulte, L. A., R. J. Mitchell, J. M. L. Hunter, J. F. Franklin, R. Kevin McIntyre, et B. J. Palik.** 2006. Evaluating the conceptual tools for forest biodiversity conservation and their implementation in the U.S. *Forest Ecology and Management* **232**(1-3):1-11.
- St-Laurent, M.-H.** 2007. Perte et fragmentation en forêt boréale: Impacts de différents modèles de dispersion de coupe sur les communautés de mammifères et d'oiseaux Ph.D. Thesis, Université du Québec à Rimouski (Canada), Canada.
- Stanek, O.** 2005. Les travailleurs forestiers du Bas-Saint-Laurent: quelques résultats comparatifs. UQAR, Grideq - Chaire de recherche sur la forêt habitée. 134 p.
- Sugden, A., C. Ash, B. Hanson, et J. Smith.** 2003. Where Do We Go from Here? *Science* **302**(5652):1906-1906.
- Vallée, A.** 2002. *Économie de l'environnement*. Éditions du Seuil, Paris.
- Virah-Sawmy, M., L. Gillson, et K. J. Willis.** 2009. How does spatial heterogeneity influence resilience to climatic changes? Ecological dynamics in southeast Madagascar. *Ecological Monographs* **79**(4):557-574.
- Watt, K. E. F.** 1966. The Nature of Systems Analysis. Pages 1-14 in K. E. F. Watt, editor. *Systems analysis in ecology*. Academic Press, New York.
- White, A., et A. Martin.** 2002. Who owns the World's forests? 0-9713606-2-6, Forest Trends, Washington, D.C. (USA). [Online]: http://www.forest-trends.org/documents/publications/tenurereport_whoowns.pdf 32 pp.

Worrell, R., et M. C. Appleby. 2000. Stewardship of natural resources: Definition, ethical and practical aspects. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics* **12**(3):263-277.

